

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

German Journal of Forest Research

INHALTSVERZEICHNIS

AUFSATZE

- | | |
|--|--|
| A. Nothdurft,
J. Borchers,
P. Niggemeyer,
J. Saborowski
und G. Kändler | Eine Folgeaufnahme einer Betriebsinventur als zweiphasige Stich-
probe zur Stratifizierung 133
(A Repeated Forest Inventory based on Double Sampling for Strati-
fication) |
| J. Glaeser
und H. Volk | Die historische Entwicklung der Auenwälder in Deutschland –
Ein Überblick 140
(The historical development of floodplain forests in Germany –
a review) |
| H. Yıldırım,
M. E. Özel,
A. Akça
and M. Özdemir | Observing the effects of rapid industrialization, on forestry and
pastures by remote sensing 151
(Beobachtung der Auswirkungen von rasanter Industrialisierung auf
Forst- und Weideflächen mit Hilfe der Fernerkundung) |
| H. Sander
and T. Meikar | Exotic Coniferous Trees in Estonian Forestry after 1918 158
(Fremdnadelbäume in der Waldwirtschaft Estlands nach 1918) |
| M. Dieter
und K. Bormann | Fiskalische Effekte von Holznutzung im intersektoralen Vergleich .. 170
(Fiscal effects of the use of wood compared to effects in other
sectors) |
| BUCHBESPRECHUNG | 175 |

180. JAHRGANG 2009 HEFT 7/8 JULI/AUGUST
J. D. SAUERLANDER'S VERLAG • FRANKFURT AM MAIN

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

German Journal of Forest Research

herausgegeben von

Dr. K.-R. Volz

o. Professor der Forstwissenschaft
an der Universität Freiburg i. Br.
(Editor in chief)

unter Mitwirkung von
(Subject editors):

Waldbau und Ökologie: Christian Ammer, Göttingen

Ertragskunde und Forstinventur: Christoph Kleinn, Göttingen

Bodenkunde und Waldernährung: Ernst Hildebrand, Freiburg

Forstbiologie und Forstpflanzenzüchtung:
Reiner Finkeldey, Göttingen

Forstökonomie und Forstplanung: Bernhard Möhring, Göttingen

Forstzoologie und Forstschutz: Stefan Schütz, Göttingen

Holzkunde und Forstbenutzung: N.N.

Forstgeschichte, Forstpolitik und Landespflege:
Karl-Reinhard Volz, Freiburg

ISSN 0002-5852

Erscheinungsweise: Jährlich sechs Doppelhefte.

Bezugspreis: Jährlich € 168,- zuzüglich Zustellgebühr; für Studenten und in Ausbildung befindliche Forstreferendare € 134,40 zuzüglich Zustellgebühr. 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 das Redaktionsbüro 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 Fernsehsendung 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, Telefon (0 69) 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; 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 Anschrift des Herausgebers:

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

Die Anschrift des Redaktionsbüros:

SABINE DEHN, Institut für Forst- und Umweltpolitik, Tennenbacher Str. 4, D-79106 Freiburg. Tel. 0049-761-203 3713, Fax: 0049-761-203 3705. E-Mail: sabine.dehn@ifp.uni-freiburg.de

Die Anschriften der korrespondierenden Autoren von Heft 7/8 des 180. Jahrgangs:

KRISTIN BORMANN, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft, Leuschnerstraße 91, D-21031 Hamburg. E-Mail: kristin.bormann@vti.bund.de

JUDITH GLAESER, UFZ, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung, Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig. E-Mail: judith.glaeser@web.de

ARNE NOTHDURFT, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Biometrie und Informatik, Postfach 708, D-79007 Freiburg. E-Mail: arne.nothdurft@forst.bwl.de

HELDUR SANDER, Estonian University of Life Sciences, Institute of Forestry and Rural Engineering, Kreutzwaldi 5, 51014 Tartu, Estland. E-Mail: heldur.sander@emu.ee

HULYA YILDIRIM, Kocaeli University, Izmir, Türkei. E-Mail: hulya.yildirim@kocaeli.edu.tr

Verfasser der Buchbesprechung:

SEBASTIAN HEIN, UFZ, Schadenweilertshof, D-72108 Rottenburg. E-Mail: hein@hs-rottenburg.de

Übersetzung der Résumés,

soweit sie nicht von den Autoren zur Verfügung gestellt wurden: Prof. RENÉ KELLER, 13 Allée des Mirabelles, F-54520 Laxou.



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>

Eine Folgeaufnahme einer Betriebsinventur als zweiphasige Stichprobe zur Stratifizierung

(Mit 2 Abbildungen)

Von A. NOTHDURFT^{1),✉}, J. BORCHERS²⁾, P. NIGGEMEYER²⁾, J. SABOROWSKI³⁾ und G. KÄNDLER¹⁾

(Angenommen Juni 2008)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Betriebsinventur; Zweiphasige Stichprobe zur Stratifizierung.

Forest Inventory; double sampling for stratification; optimised sampling scheme.

1. EINLEITUNG

In einem süddeutschen Privatforstbetrieb mit erwerbswirtschaftlicher Zielsetzung wurde im Jahr 1998 erstmalig eine Betriebsinventur durchgeführt. In Baden-Württemberg werden bei Betriebsinventuren die terrestrisch zu erhebenden Stichproben grundsätzlich in einem regelmäßigem Raster von 100 m x 200 m angelegt. Aufgrund der Größe des Forstbetriebs wurden die Kosten, die mit dieser Aufnahmeintensität verbunden wären als nicht tragbar beurteilt. Aus diesem Grund sollten schon damals nur so viele Stichproben gezogen werden, wie sie erforderlich waren, um die zuvor bestimmten Genauigkeiten für die Mittelwertschätzungen von Zielvariablen gerade zu erreichen. Für den gesamten Forstbetrieb lagen Bestandesinformationen vor, die im Zuge der luftbildunterstützten Forsteinrichtung aus dem Jahre 1993 ermittelt worden waren. Die Waldbestände wurden anhand der Forsteinrichtungsdaten in 9 verschiedene Straten eingeteilt, abhängig davon, ob Nadelholz oder Laubholz dominierte und wie alt der Bestand im Durchschnitt war. Auf der Basis der Forsteinrichtungsdaten wurden die Varianzen der Zielvariablen geschätzt. Die Aufteilung der terrestrisch zu erhebenden Punkte erfolgte damals in zwei Schritten. Zunächst wurde ein 100 m x 200 m-Grundraster über den gesamten Forstbetrieb gelegt. Für jedes Stratum wurde darüber hinaus ein eigenes systematisches Stichprobenraster angelegt, das jeweils eine Untermenge des Grundrasters darstellte und durch das der anzustrebende Stichprobenumfang für die zuvor geforderten Genauigkeiten erfüllt werden sollte.

Schon kurze Zeit nach der Erstinventur wurde der Forstbetrieb im Dezember 1999 ein Opfer großer Sturmschäden durch den Orkan „Lothar“. Die Ergebnisse der Betriebsinventur aus dem Jahr zuvor waren damit auf einem Schlag nicht mehr aussagekräftig. Die Betriebsleitung entschloss sich daher, eine Wiederholungsinventur mit vertretbarem Aufwand durchzuführen.

Hierfür wurden zunächst die flächigen Sturmschäden mittels terrestrischer Erhebungen der Revierleiter digital kartographiert. Sturmwürfe wurden anhand der beiden Kategorien „Einzelwurf“ und „Flächenwurf“ aufgenommen. Somit konnte für die veränderte Bestockungssituation eine aktualisierte Stratenflächenausweisung vorgenommen werden. Sämtliche Stichprobenpunkte wurden dann erneut von Aufnahmetrupps aufgesucht. Die vom Sturm betroffenen Stichprobendaten wurden aktualisiert, indem die geworfenen Bäume aus den Erfassungsdaten der ersten Inventur gelöscht wur-

den. Außerdem wurden nach der Stratifizierung im notwendigen Umfang Ersatzpunkte zufällig ausgewählt und neu aufgenommen. Für nicht vom Sturm betroffene Stichproben wurden die Durchmesser und Höhen der verbleibenden Bäume mit Regressionsmodellen um zwei Jahre fortgeschrieben.

Im Jahr 2008 soll im Forstbetrieb nach Ablauf von 10 Jahren eine Folgeaufnahme der Betriebsinventur durchgeführt werden. Der Forstbetrieb gliedert sich in 6 Forstreviere, die hier aufgrund der dezentralen Betriebsführungsphilosophie als Verantwortungsbereiche (VB) bezeichnet werden. Die Betriebsleitung formulierte die gleichen Fehlergrenzen wie bei der Erstinventur; unter 5% für die Baumartengruppen Fichte/Tanne bzw. Hartlaubholz mit einem BHD von über 30 cm und unter 10% für Bäume der gleichen Baumartengruppen mit einem BHD kleiner oder gleich 30 cm. Im Unterschied zur Erstinventur sollten diese Fehlergrenzen aber nunmehr auf VB-Ebene realisiert werden. Gleichzeitig sollten die notwendigen Stichprobenumfänge und die resultierenden Kosten kritisch gewürdigt und die Genauigkeitsansprüche gegebenenfalls angepasst werden.

Die forstlich bedeutenden Merkmale, wie z.B. der Vorrat je ha oder die Stammzahl je ha, unterliegen einer hohen Variation innerhalb eines Forstbetriebes. Dadurch weisen die Mittelwertschätzungen aus einfachen Zufallsstichproben große Varianzen auf (SCOTT und KÖHL, 1994). Mit stratifizierten Stichproben können die Varianzen innerhalb homogener Teilmengen der Population verkleinert werden und die Effizienz der Mittelwertschätzungen erhöht werden (SABOROWSKI und CANCINO, 2007). WOLFF (1962) stratifiziert die einzelnen Waldbestände anhand von Luftbildern für eine einphasige Zufallsstichprobe. Er leitet eine optimale Verteilung der Stichprobenumfänge bei festen Kosten über die varianzproportionale Neymann-Allokation (bei SÄRNDAL et al., 1992, S. 106) her. Bei zweiphasigen Stichproben zur Stratifizierung werden zwei aufeinander folgende Stichproben gezogen. In einer ersten Stichprobe werden die Hilfsinformationen gewonnen (SÄRNDAL et al., 1992). Dabei wird kostengünstig anhand von Luftbildern die Zugehörigkeit der Stichprobenelemente punktgenau zu den Straten ermittelt. Das Ziel dieser Stichprobe in der ersten Phase ist die Schätzung der einzelnen Straten-Anteile an der gesamten Population (GREGOIRE und VALENTINE, 2008).

Die Theorie über zweiphasige Stichproben zur Stratifizierung ist ausführlich in den Standardwerken der Stichprobentheorie von COCHRAN (1977) und SÄRNDAL et al. (1992) beschrieben. Mit konkretem Bezug zu Waldinventuren wird dieses Stichprobenverfahren in DE VRIES (1986) und in den moderneren Monographien von GREGOIRE und VALENTINE (2008), sowie MANDALLAZ (2008) behandelt.

Bei der nationalen Forstinventur der Schweiz – Landesforstinventar (LFI) – wird ein zweiphasiges Design angewendet. In Deutschland sind die Waldflächen durch das Liegenschaftskataster genau abgegrenzt; aufgrund der besonderen Topographie ist dieses in der Schweiz nicht möglich. Im Rahmen des LFI werden dort die Stichproben der ersten Phase in zwei Straten, *Wald/Nicht-Wald* eingeteilt (KÖHL, 1994). Waldinventuren werden in der Regel in einem bestimmten Turnus wiederkehrend durchgeführt. SINGH und SINGH

¹⁾ Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Biometrie und Informatik, Postfach 708, D-79007 Freiburg.

²⁾ Büro für Managementconsulting, Gnadentalstraße 16, D-78166 Donaueschingen.

³⁾ Universität Göttingen, Institut für Ökoinformatik, Biometrie und Waldwachstum, Büsgenweg 4, D-37073 Göttingen.

✉ Korrespondierender Autor: ARNE NOTHDURFT, Tel.: +0761-4018-195, Fax: +0761-4018-333. E-mail: arne.nothdurft@forst.bwl.de

(1965) wenden ein zweiphasiges Design zur Stratifizierung bei wiederkehrenden Stichproben an, um die Kokosnussproduktion in Indien zu schätzen. Sie nehmen dabei an, dass die Stichproben jeweils eine unveränderte Zugehörigkeit zu den Straten aufweisen. Veränderungen der Population können jedoch die Effizienz stratifizierter Stichproben herabsetzen (SCOTT, 1986). NOTHDURFT und SABOROWSKI (1999) zeigen anhand einer Modellstudie in einem Niedersächsischen Forstamt, dass die Stratifizierungsergebnisse einer Dynamik unterliegen und dass bei Annahme konstanter Allokation und konstanter Phase-II-Umfänge bei Folgeaufnahmen rund 6% der terrestrisch zu erhebenden Stichproben neu aufzunehmen bzw. aufzugeben sind. Basierend auf Regressionen entwickeln SCOTT und KÖHL (1994) Schätzer für die Veränderung von Merkmalen bei Folgeaufnahmen zweiphasiger Stichproben zur Stratifizierung.

Bei einer hierarchisch gruppierten Struktur der Population wird häufig ein zweistufiger Stichprobenansatz gewählt. Die Stichprobenelemente liegen dann geclustert in Gruppen vor. Das primäre Ziel zwei- oder mehrstufiger Stichproben ist die Minimierung der Fahrtkosten zwischen den Stichprobenelementen. Dieses soll durch die Gruppierung in Cluster erreicht werden. Fast immer sind die gestuften Stichproben den ungestuften in der Präzision unterlegen. Eine heuristische und plausible Erklärung dafür ist, dass die Stichproben aus einem gemeinsamen Cluster ähnlicher zueinander sind als Stichproben, die unabhängig aus der gesamten Population ausgewählt werden (GREGOIRE und VALENTINE, 2008). Wenn neben dem hier betrachteten Forstbetrieb noch weitere Betriebe in einer gemeinsamen Waldinventur beprobt werden sollten, dann könnte eine gruppierte Verteilung der Stichprobenelemente in den einzelnen Revieren (Verantwortungsbereichen) zur Minimierung der gesamten Fahrtkosten sinnvoll sein.

Während in dem hier behandelten Forstbetrieb die erste Erhebung noch aufgrund von recht groben und unsicheren Forsteinrichtungsdaten für die Waldbestände konzipiert werden musste, stehen nun die Messdaten der Erst- bzw. Aktualisierungsinventur aus den Jahren 1998/2000 für eine Optimierung des Designs der Folgeaufnahme zur Verfügung. Für den Forstbetrieb liegen überdies Farbluftbilder von Befliegungen aus den Jahren 2005 und 2006 vor. Die Folgeinventur soll auf der Grundlage dieser Informationsbasis als zweiphasige Stichprobe zur Stratifizierung vorgenommen werden, ähnlich dem Ansatz der Niedersächsischen Betriebsinventur (BÖCKMANN et al., 1988).

In der ersten Phase werden dafür Stichprobenpunkte in einem dichten systematischen Grundraster mit den Kantenlängen von 100 x 200 m zwischen den Gitterpunkten über den Forstbetrieb ausgelegt. Diese enthalten die bestehenden terrestrischen Punkte als eine Untermenge. Anhand der Daten der wiederholten Erstinventur lassen sich in den einzelnen Straten die Mittelwerte und deren Varianzen für die Zielmerkmale schätzen. Im Zuge der Optimierung sollen dann die Anteile der Phase-I-Stichprobenumfänge ermittelt werden, die dann tatsächlich in der zweiten Phase terrestrisch aufgenommen und mit denen die zuvor geforderten Genauigkeiten der Zielmerkmale erreicht werden sollen.

Diese neue Konzeption der Folgeinventur wird im Rahmen eines Forschungsprojektes an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg durchgeführt. Bei den gegenwärtigen Betriebsinventuren der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg werden die Stichprobenpunkte streng in einem systematischen Raster mit generell 100 m x 200 m Kantenlänge zwischen den Gitterpunkten angelegt. In diesem Projekt soll geprüft werden, inwiefern sich bei vorgegebenen Genauigkeitsansprüchen für bestimmte Zielvariablen die Stichprobenumfänge und damit auch die gesamten Kosten der Inventuren reduzieren lassen. Außerdem soll erprobt werden, ob die erhöhten Aufwendungen für die administrativen

Arbeiten und vor allem für die Phase-I-Stratifizierung durch Luftbildinterpretation tragbar sind.

2. METHODE

Mit der Stratifizierung soll eine Homogenisierung der Zufallsvariablen angestrebt werden. Die Varianzen innerhalb der Straten sollen im Vergleich zu denen zwischen den Straten möglichst klein sein. In Anlehnung an die Vorinventur werden aus den Merkmals-Kombinationen der dominierenden Baumartengruppe und der vorherrschenden Altersklasse die folgenden $L = 9$ Straten definiert:

1 Lbh 0–40 Jahre, 2 Lbh 41–80 Jahre, 3 Lbh 81–120 Jahre, 4 Lbh >120 Jahre, 5 Ndh 0–30 Jahre, 6 Ndh 31–50 Jahre, 7 Ndh 51–80 Jahre, 8 Ndh 81–120 Jahre, 9 Ndh >120 Jahre.

Zunächst wird in der ersten Phase ein dichtes und regelmäßiges Stichproben-Raster über den Forstbetrieb gelegt. Die Kantenlängen der Rasterelemente sollen in Ost-West-Richtung $r_r = 100 \text{ m}$ und in Nord-Süd-Richtung $r_s = 200 \text{ m}$ betragen. Dann sind mit m die Anzahl Phase-I-Punkte bekannt, die in Holzbodenflächen des Forstbetriebes fallen. Nach der Prästratifizierung ist bekannt, wie sich die Phase-I-Stichproben auf die Straten $h = 1, \dots, L$ verteilen. Im Forstbetrieb werden die einzelnen Waldbestände aus Gründen der Kosteneinsparung weder analog noch digital als kartographische Einheiten administriert. Die relativen Größen

$$\Omega_h = \frac{N_h}{N} = \frac{F_h}{F} \quad (1)$$

wobei $F = \sum_{h=1}^L F_h$ und $N = \sum_{h=1}^L N_h$

der L Straten, die in den bekannten Formeln zu zweiphasigen Stichproben auftreten, sind unbekannt.

Allerdings können sie durch

$$\hat{\Omega}_h = \omega_h = \frac{n'_h}{n'} = \frac{n'_h}{\sum_{h=1}^L n'_h} \quad (2)$$

erwartungstreu geschätzt werden.

Der Mittelwert einer beliebigen Zufallsvariablen wird dann im gesamten Forstbetrieb geschätzt durch:

$$\hat{y} = \sum_{h=1}^L \omega_h \hat{y}_h \quad (3)$$

Darin ist \hat{y}_h der geschätzte Mittelwert im Stratum h , der wegen konstanter Auswahlwahrscheinlichkeit innerhalb eines Stratum über

$$\hat{y}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi} \quad (4)$$

geschätzt werden kann, und y_{hi} ist die Beobachtung für das interessierende Merkmal an der i -ten Phase-II-Stichprobe im Stratum h .

Einsetzen von Gleichung (4) in Gleichung (3) erzielt:

$$\begin{aligned} \hat{y} &= \sum_{h=1}^L \omega_h \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi} \\ &= \frac{1}{n'} \sum_{h=1}^L \frac{n'_h}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi} \\ &= \frac{1}{n'} \sum_{h=1}^L \frac{1}{\nu_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi} \end{aligned} \quad (5)$$

Letztendlich ist von Interesse, wie groß der Anteil Phase-II-Punkte im Stratum h (n_h) bei gegebenen Phase-I-Umfang des Stratum (n'_h) sein muss, um die geforderten Genauigkeitsansprüche zu erzielen. Das heißt wieviele der Phase-I-Punkte müssen tatsächlich

als Phase-II-Punkt terrestrisch erfasst werden; also wie hoch sollen die Anteile $v_h = n_h/n_h$ sein. Für diese Aufgabe wird zunächst ein Varianz-Schätzer für die Mittelwertschätzungen benötigt.

COCHRAN (1977, S. 328, Gleichung 12.3) gibt mit

$$Var(\hat{y}) = S^2 \left(\frac{1}{n'} - \frac{1}{N} \right) + \sum_{h=1}^L \frac{\Omega_h S_h^2}{n'} \left(\frac{1}{n_h} - 1 \right) \quad (6)$$

einen Ausdruck für die Varianz der Mittelwertschätzung einer beliebigen Zufallsvariable Y an. Dabei ist S^2 die Populationsvarianz.

Eine Approximation gibt COCHRAN (1977) mit Gleichung 12.16:

$$Var(\hat{y}) = \sum_{h=1}^L \frac{\Omega_h S_h^2}{n_h} + \frac{N-n'}{n'(N-1)} \sum_{h=1}^L \Omega_h (\bar{Y}_h - \bar{Y})^2 \quad (7)$$

Mit der Annahme, dass die Phase-I-Stichprobe vernachlässigbar klein im Vergleich zur gesamten Population ist, kann nach SABOROWSKI und DAHM (1997) $\frac{N-n}{N-1} = 1$ gesetzt werden, so dass sich

$$\begin{aligned} Var(\hat{y}) &= \sum_{h=1}^L \frac{\Omega_h^2 S_h^2}{n_h} + \frac{1}{n'} \sum_{h=1}^L \Omega_h (\bar{Y}_h - \bar{Y})^2 \\ &= \frac{1}{n'} \left(\sum_{h=1}^L \frac{\Omega_h S_h^2}{\nu_h} + \sum_{h=1}^L \Omega_h (\bar{Y}_h - \bar{Y})^2 \right) \end{aligned} \quad (8)$$

ergibt.

Als Schätzer für Ω_h wird ω_h verwendet; \bar{Y}_h wird aus Gleichung (4) geschätzt und \bar{Y} aus Gleichung (3) bzw. (5).

Die Varianz eines Merkmals innerhalb eines Stratum wird geschätzt mit

$$s_h^2 = \frac{1}{n_h - 1} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \hat{y}_h)^2 \quad (9)$$

Somit ist schließlich der Varianz-Schätzer

$$\hat{Var}(\hat{y}) = \frac{1}{n'} \left(\sum_{h=1}^L \frac{\omega_h S_h^2}{\nu_h} + \sum_{h=1}^L \omega_h (\hat{y}_h - \hat{y})^2 \right) \quad (10)$$

Die Gesamtkosten der geplanten Inventur ergeben sich durch

$$C = c' n' + \sum_{h=1}^L c_h n_h = c' n' + n' \sum_{h=1}^L c_h \nu_h \omega_h \quad (11)$$

Nach SABOROWSKI und DAHM (1997) gelangt man zu den optimalen Anteilen aufzunehmender Phase-II Punkte mit

$$\nu_h = \frac{s_h}{n' \sqrt{c_h}} \cdot \frac{\sum_{h=1}^L \omega_h s_h \sqrt{c_h}}{V - \frac{1}{n'} \left(s^2 + \sum_{h=1}^L \omega_h s_h^2 \right)} \quad (12)$$

Die Felderfassungen für die Phase-II-Punkte der Folgeinventur werden durch Unternehmer ausgeführt. Mit diesen ist ein bestimmter Festpreis pro Stichprobenpunkt vertraglich vereinbart, unabhängig davon zu welchem Stratum er gehört. Mit

$$c_h = c_1 = \dots = c_L = c = const \quad (13)$$

können in dem vorliegenden Fall konstante Kosten für die Phase-II-Punkte angenommen werden, und man erhält nach Kürzen

$$\nu_h = \frac{S_h}{n'} \frac{\sum_{h=1}^L \Omega_h S_h}{V - \frac{1}{n'} \left(S^2 + \sum_{h=1}^L \Omega_h S_h^2 \right)} \quad (14)$$

Auf Basis der Streuungserlegung der Varianzanalyse

$$(N-1) S^2 = \sum_{h=1}^L (N_h - 1) S_h^2 + \sum_{h=1}^L N_h (\bar{Y}_h - \bar{Y})^2 \quad (15)$$

lässt sich durch

$$s^2 = \frac{1}{n' - 1} \left(\sum_{h=1}^L (n'_h - 1) s_h^2 + \sum_{h=1}^L n'_h (\hat{y}_h - \hat{y})^2 \right) \quad (16)$$

die Populationsvarianz S^2 schätzen und man erhält als Schätzer für Gleichung (14):

$$\nu_h = \frac{s_h}{n'} \frac{\sum_{h=1}^L \omega_h s_h}{V - \frac{1}{n'} \left(s^2 + \sum_{h=1}^L \omega_h s_h^2 \right)} \quad (17)$$

Hierbei ist V die Höhe der Varianz, die mit dem anzustrebenden Stichprobenfehler verbunden ist.

Für die Folgeinventur sind zunächst durch den Forstbetrieb die anzustrebenden Genauigkeiten von vier Zielvariablen vorgegeben worden, die allesamt den Zustand des Forstbetriebes charakterisieren. In dieser Studie soll das Design für eine Folgeaufnahme einer Betriebsinventur konzipiert werden. Deshalb muss zusätzlich zu den mittleren Vorräten vor allem auch die Veränderung des mittleren Vorrats interessieren. Einschließlich dieses Merkmals werden also insgesamt fünf Variablen bei der Optimierung der Stichprobenumfänge betrachtet. Die Optimierung für mehrere Kriterien kann nur ein *Kompromiss* sein. Während SABOROWSKI und DAHM (1997) eine numerische Lösung zur Kompromiss-Suche anwenden, schlägt Cochran (1977, S. 120) vor, die benötigten Phase-II-Umfänge für die Merkmale zu mitteln d.h. bei gegeben Phase-I-Umfängen die individuellen Anteile $\nu_{m,h}$ -Anteile über

$$\nu_{comp,h} = \frac{1}{5} \sum_{m=1}^5 \nu_{m,h} \quad (18)$$

zu bestimmen.

Da im untersuchten Forstbetrieb die erste Folgeinventur ansteht, sind die Varianzen der Vorratsänderungen bislang unbekannt. Als Näherung werden deshalb die Varianzschätzungen der Vorratsveränderung aus einem benachbarten Staats-Forstbetrieb verwendet und deren Gültigkeit auch im vorliegenden Forstbetrieb angenommen. Die Stichproben aus dem Staats-Forstbetrieb werden entsprechend ihrer Altersstufenkennung und der Vorrats-Dominanz der entsprechenden Baumartengruppe (Lbh ↔ Ndh) zum Zeitpunkt der Folgeaufnahme in die bekannten Straten eingeteilt.

Die mittlere Vorratsdifferenz in einem Stratum wird dann geschätzt über:

$$\hat{D}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} D_{hi} = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi}^{(2)} - y_{hi}^{(1)}) = \hat{y}_h^{(2)} - \hat{y}_h^{(1)} \quad (19)$$

Da bei Folgeaufnahmen generell die gleichen Bäume (sofern nicht genutzt oder eingewachsen) an den gleichen Stichproben erneut gemessen werden, wird die Varianz der mittleren Vorratsveränderung geschätzt über:

$$\begin{aligned} Var(\hat{D}_h) &= Var(\hat{y}_h^{(2)} - \hat{y}_h^{(1)}) \\ &= Var(\hat{y}_h^{(2)}) + Var(\hat{y}_h^{(1)}) - 2 \cdot Cov(\hat{y}_h^{(2)}, \hat{y}_h^{(1)}) \end{aligned} \quad (20)$$

Hierbei ist

$$Cov(\hat{y}_h^{(2)}, \hat{y}_h^{(1)}) = \frac{1}{n_h(n_h - 1)} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi}^{(2)} - \hat{y}_h^{(2)}) (y_{hi}^{(1)} - \hat{y}_h^{(1)}) \quad (21)$$

Der prozentuale Stichprobenfehler der Mittelwertschätzung wird angegeben durch:

$$F^{(\%,2p)} = t \left[1 - \frac{\alpha}{2}, df = n - 1 \right] \frac{\sqrt{Var(\hat{y})}}{\hat{y}} \cdot 100\% \quad (22)$$

In dieser Studie wird der „einfache naturwissenschaftliche Fehler“ mit $t = 1$ geschätzt. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass dieser Fehler in rund 32% der Fälle größer ausfallen kann.

Wenn ein bestimmter prozentualer Fehler vorgeben wird, dann ergibt sich daraus die anzustrebende Varianz mit

$$\text{Var} \left(\hat{\bar{y}} \right) = \left(\frac{F^{(\%)} \hat{\bar{y}}}{100} \right)^2 \quad (23)$$

Die Phase-II-Punkte werden aus den Phase-I-Punkten über Lahiris *circular systematic sampling* (KRISHNAIAH und RAO, 1988) gezogen. Dieses Verfahren gewährleistet eine räumlich gleichmäßige Verteilung der Phase-II-Stichproben. Für eine hohe Schätzgenauigkeit der Veränderungsvariablen sollen jedoch so viele bestehende terrestrische Stichprobenpunkte wie möglich wiederholt aufgenommen werden. D.h. wenn in einem Stratum nun ein höherer Umfang an Phase-II-Punkten erforderlich ist als er bereits aus der Vorinventur besteht, dann sollen alle bestehenden terrestrischen Punkte wieder aufgenommen werden und die Differenz zum erforderlichen Umfang mit neuen Stichproben aufgefüllt werden.

3. ERGEBNISSE

Im hier betrachteten Privatforstbetrieb nimmt das Nadelholz die größte Fläche ein, denn rund 78% der Phase-I-Punkte sind den Nadelholz-Straten zugeordnet. Ursprünglich formulierte die Betriebsleitung des Forstbetriebs die Aufgabe, dass die geforderten Genauigkeitsansprüche in jedem Verantwortungsbereich (Revier) zu erfüllen seien. Für die Vorinventuren im Jahre 1998 bzw. 2000 wurden die digitalisierten Bestandesflächenkarten aus der Forsteinrichtung von 1993 zur Stratifizierung herangezogen. Bei der aktuellen und feineren Stratifizierung anhand von Luftbildern für die anstehende Folgeinventur sind nun vermehrt Phase-I-Punkte den Laubholz-Straten zugeordnet. Wegen fehlender Informationen aus der Vorinventur konnten für diese Straten in den Verantwortungsbereichen keine Varianzen geschätzt werden. Aus diesem Grund muss die Allokation der Phase-II-Punkte für den gesamten Forstbetrieb optimiert werden; geeignete Gesamt-Stichprobenumfänge müssen auf die Verantwortungsbereiche über deren Phase-I-Zusammensetzung aufgeteilt werden.

Zunächst soll evaluiert werden, ob die zweiphasige Stichprobe zur Stratifizierung bei gleichen Umfängen terrestrisch erhobener Probepunkte einen Genauigkeitsgewinn gegenüber einer einfachen Zufallsstichprobe liefert. In *Abbildung 1* sind die Stichprobenfehler für die Zielvariablen der Optimierung in Abhängigkeit vom Stichprobenumfang dargestellt. Eigentlich sind die Mittelwertschätzungen aus der Folgeinventur noch nicht bekannt; deshalb wird zur Herleitung prozentualer Stichprobenfehler die Gültigkeit der Schätzungen aus der Vorinventur angenommen. Für das Merkmal Vorratsveränderung sind jedoch die zu erwartenden absoluten Fehler aufgezeigt, da über die mittlere Vorratsveränderung im Forstbetrieb noch nicht gemutmaßt werden soll. Die Werte der türkis-farbenen Kurven sind deshalb auf der sekundären Ordinate abzugreifen. Die durchgezogenen Linien stellen die mutmaßlichen Fehler der zweiphasigen Stichprobe zur Stratifizierung dar; die unterbrochenen Linien die einer einfachen Zufallsstichprobe. Für das Merkmal Vorratsveränderung ist noch eine Besonderheit zu beachten. Es stehen nicht alle Phase-II-Stichproben zur Schätzung der Vorratsveränderung zur Verfügung, sondern nur die tatsächlich wieder aufgenommenen. Am oberen Rand der Plot-Region findet sich eine sekundäre Abszisse, von der die Anzahl wiederholter terrestrischer Punkte bei gegebenen Phase-II-Gesamtumfängen (primäre Abszisse) abgegriffen werden können. Für den angestrebten Vergleich müssen für die Abschätzung der Fehler bei einer einfachen Zufallsstichprobe auch die Stichprobenumfänge der Wiederholungsaufnahmen aus der sekundären Abszisse herangezogen werden. Die unterbrochenen Linien zeigen die Stichprobenfehler bei einer einfachen Zufallsstichprobe an. Diese werden mit Hilfe der Populationsvarianz aus Gleichung (16) geschätzt

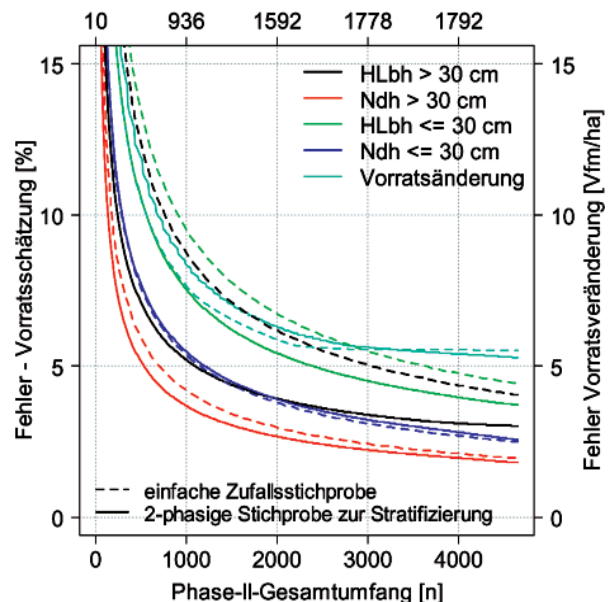


Abb. 1

Stichprobenfehler der Vorratsschätzung (linke Ordinate) bzw. der Vorratsänderung (rechte Ordinate) über dem gesamten Phase-II-Stichprobenumfang. Die untere Abszisse gibt den Gesamtumfang der Phase-II-Stichproben an, die obere Abszisse die Zahl der tatsächlich wiederholt aufzunehmenden Stichproben, die im entsprechenden Gesamtumfang enthalten ist.

Sampling error of growing stock volume (left ordinate) and volume change (right ordinate), respectively as a function of the total sample size. The lower abscissa is the total sample size; the upper abscissa indicates the number of re-measured samples which is contained in the total number.

$$F^{(\%,rand)} = t \left[1 - \frac{\alpha}{2}, df = n - 1 \right] \frac{\sqrt{\frac{s^2}{n}}}{\hat{\bar{y}}} \cdot 100\% \quad (24)$$

Es wird deutlich, dass vor allem die durchgezogenen Fehler-Kurven für das schwache und starke Laubholz weit unter denen der Zufallsstichprobe liegen. Auch der Vorrat an stärkeren Fichten und Tannen kann bei gleichem Stichprobenumfang mit der zweiphasigen Stichprobe zur Stratifizierung genauer geschätzt werden als mit einer einfachen Zufallsstichprobe. Lediglich die Genauigkeit der Vorratsschätzung des schwächeren Nadelholzes und der Schätzung der Holzvorrats-Veränderung büßen durch das zweiphasige Design an Genauigkeit ein, jedoch nur in einem geringfügigen Ausmaß und letztere nur bis zu einem Stichprobenumfang von etwa 3000 Punkten.

Im folgenden sollen die Schätz-Genauigkeiten dargestellt werden, die man erwarten kann, wenn nicht für den gesamten Betrieb Schätzungen vorgenommen werden, sondern für die Verantwortungsbereiche als einzelne Auswertungseinheiten. In *Abbildung 2* ist der Verlauf der Stichprobenfehler in den einzelnen Verantwortungsbereichen dargestellt. Die Kurven besitzen nicht unbedingt einen glatten Verlauf. Wenn eine einzige Stichprobe zusätzlich zum Phase-II-Umfang des gesamten Forstbetriebes hinzugefügt wird, dann kann diese Stichprobe auch nur einem Verantwortungsbereich zugeordnet werden; die Phase-II-Umfänge und damit auch die Genauigkeit der Schätzungen in den anderen Verantwortungsbereichen bleiben dann von dieser marginalen Erhöhung des Gesamt-Stichprobenumfangs unberührt. Wenn mehrere Stichproben zusätzlich hinzukommen, dann entfallen auf alle Verantwortungsbereiche sukzessiv neue Stichproben. Die Kurven erhalten dadurch einen

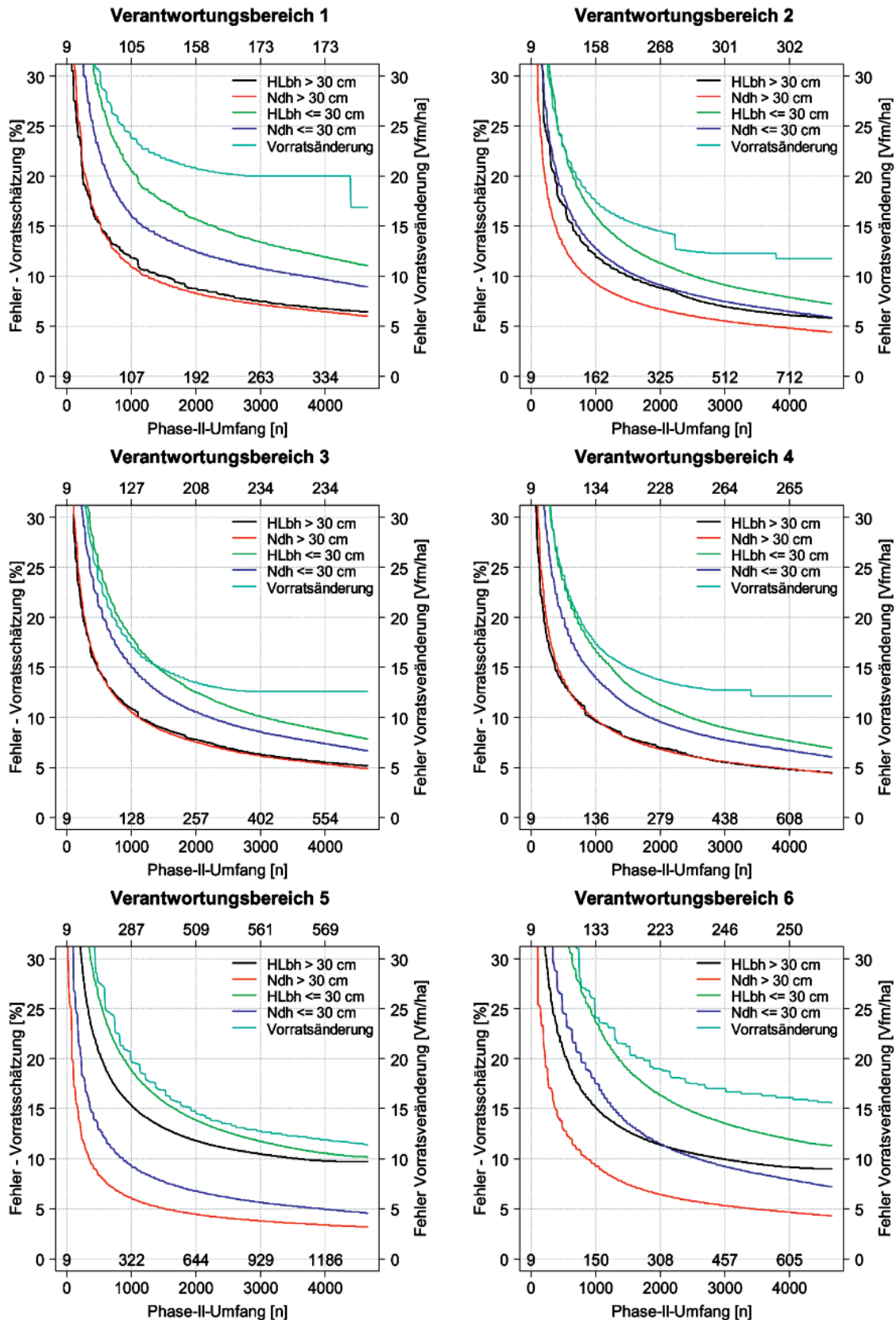


Abb. 2

Mutmaßliche Stichprobenfehler in den einzelnen Verantwortungsbereichen (Revieren). Erste Abszisse (ganz unten): Phase-II-Umfänge im gesamten Forstbetrieb. Zweite Abszisse (über der unteren Achse): Phase-II-Umfänge im Verantwortungsbereich. Dritte Abszisse (oben): Anzahl wiederholt aufgenommener Stichproben im Verantwortungsbereich.

Assumed sampling errors in the different ranger districts. The lower abscissa below the axis indicates the phase-II-sample size for the total forest (all ranger districts). The lower abscissa above the axis gives the number of samples in the district. The upper abscissa indicates the number of re-measured samples.

treppenförmigen Verlauf und sind in der marginalen Betrachtung nicht stetig differenzierbar. Die hinzukommenden Phase-II-Umfänge werden auf die einzelnen VBs durch die systematisch-zirkulären Zufallsauswahlen erwartungsgemäß proportional zum Verhältnis der noch freien, bisher nicht als Phase-II-Punkt ausgewählten, Phase-I-Punkte im VB zum Gesamtumfang der noch freien Phase-I-Punkte aufgeteilt $(n_{h,VB} - n_{h,VB}^*) / (n_h - n_h^*)$; hierbei ist $n_{h,VB}^*$ die Anzahl der bereits existierenden Phase-II-Punkte im VB und $n_h^* = \sum_{VB=1}^6 n_{h,VB}^*$ entsprechend die Anzahl der bereits existierenden Phase-II-Punkte im gesamten Forstbetrieb. Wenn Phase-II-Stichproben zur Erzielung einer optimalen Aufteilung aufgegeben werden müssen, dann geschieht das in einem VB in einem bestimmten Stratum erwartungsgemäß proportional zu $n_{h,VB}^* / n_h^*$.

Ursprünglich forderte die Betriebsleitung, dass in jedem Verantwortungsbereich der Stichprobenfehler für die Mittelwertschätzung des Vorrats von Hartlaubebäumen und von Fichten und Tannen unter 5% betragen soll. Für das schwächere Holz mit BHD unter oder gleich 30 cm wurden Fehler in Höhe von 10% der Mittelwertschätzung zugestanden. Aus der *Abbildung 2* wird ersichtlich, dass diese Genauigkeitsansprüche unter dem Kompromiss zwischen den optimalen Aufteilungen für die fünf Zielmerkmale nur bei unvertretbar hohen Phase-II-Gesamtumfängen vollständig erfüllt werden können. Die Betriebsleitung des Forstbetriebs war nun anhand der Modellrechnungen zur Genauigkeit der Zielvariablen aufgefordert, einen Kompromiss zwischen Genauigkeitsanforderung und Aufwandssituation zu finden. Sie entschied daraufhin, den Phase-II-Umfang auf 2200 Punkte festzulegen. Wie *Abbildung 1* zeigt, sind bis zu diesem Stichprobenumfang schon sehr hohe Veränderungs-raten der Genauigkeit gemessen am Aufwand ausgeschöpft. Eine weitere Erhöhung der Umfänge würde danach nur relativ geringe Genauigkeitsverbesserungen erwirken.

Wenn bei der zweiphasigen Stichprobe zur Stratifizierung ein Phase-II-Gesamtumfang in Höhe von 2200 Stichproben gezogen würde, dann könnte der mittlere Vorrat je ha des stärkeren Laubholzes mit einem Fehler von rund 3,8% des Mittelwertes geschätzt werden. Mit einer einfachen Zufallsstichprobe müssten dagegen rund 5310 Stichproben gezogen werden, um die gleiche Genauigkeit zu erzielen. Bei einer zweiphasigen Stichprobe zur Stratifizierung werden also rund 3110 Stichproben weniger benötigt als mit einer Zufallsstichprobe, um die gleiche Genauigkeit in Höhe von 3,8% zu erzielen. Um bei der Schätzung des schwachen Laubholzes den Fehler in Höhe von 5,2% zu erreichen, müssten mit einer Zufallsstichprobe 3359 Einheiten gezogen werden, statt 2200 bei der zweiphasigen Stichprobe zur Stratifizierung. Bei gleicher Schätz-Genauigkeit für das stärkere Nadelholz in Höhe von 2,5% wären mit einer Zufallsstichprobe rund 503 Stichprobenpunkte mehr zu erfassen, als nur 2200 bei der zweiphasigen Stichprobe. Von den vier zustandsbeschreibenden Merkmalen wäre eine Zufallsstichprobe lediglich für die Vorrats-Schätzung des schwachen Nadelholzes vorteilhafter; es wären rund 140 Stichproben weniger nötig, um einen Fehler in Höhe von 3,7% zu erreichen. Mit insgesamt 2200 Phase-II-Punkten und davon 1703 wiederholt aufgenommenen Punkten wird die durchschnittliche Vorratsveränderung voraussichtlich mit einem Fehler in Höhe von 6,1 Vfm/ha geschätzt. Die gleiche Schätzgenauigkeit würde man bei einer Zufallsstichprobe schon mit 1483 Stichprobenpunkten erreichen können. Dieser Genauigkeitsverlust bei der Schätzung der Vorratsveränderung ist dem Kompromiss der Stichprobenaufteilung nach Gleichung (18) geschuldet. Die vier Zustandsmerkmale besitzen sehr geringe Varianzen innerhalb der jungen Straten, besonders im Stratum Lbh 0–40 Jahre. Dadurch sind auch nur geringe Stichprobenumfänge nötig, um gegebene Schätz-Genauigkeiten für diese vier Ziel-Merkmale zu erreichen. Gerade in den jungen Straten ist aber die Varianz der Vorratsveränderung sehr hoch, weil ein heute vorratsarmer Jungbestand vor 10 Jahren häufig ein vorratsreicher

Altbestand war. In dem Kompromiss der Aufteilungs-Optima für die insgesamt fünf Zielvariablen wird wegen der geringen Varianzen der vier Zustandsmerkmale vor allem in den jungen Straten ein erheblicher Erhebungsaufwand eingespart. Dieses geschieht jedoch zu Lasten der Schätzgenauigkeit der Vorratsveränderung (wenn auch nur in geringfügigem Ausmaß), da die Vorratsveränderung gerade in den jungen Straten sehr variabel sein kann.

Wie zuvor dargelegt, soll noch einmal in Erinnerung gerufen werden, dass die zweiphasige Stichprobe zur Stratifizierung für die Schätzung der Zustandsvariablen bei gegebenen Stichprobenumfängen und damit gegebenen Kosten der Felderfassungen insgesamt eine enorme Verbesserungen der Schätzgenauigkeit gegenüber einer Zufallsstichprobe gezeigt hat.

4. DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Stichprobenzahl und ihre Verteilung für die Folgeaufnahme einer Betriebsinventur in einem süddeutschen Privatforstbetrieb sollten so bestimmt werden, dass zuvor festgelegte Genauigkeiten für die Schätzung des Vorrats bzw. der Vorratsänderung in einzelnen Revieren (Verantwortungsbereiche) erfüllt werden. Wegen einer recht groben Stratifizierung bei der Vorinventur anhand von Forsteinrichtungsdaten konnten in manchen Straten keine Varianzschätzungen vorgenommen werden. Deshalb wurden die Phase-II-Punkte, einem Kompromiss zwischen den optimalen Aufteilungen der einzelnen Zielvariablen folgend, über die Straten des gesamten Betriebes verteilt. Diese Aufteilung wird sich vermutlich für alle Ziel-Merkmale außer für das schwache Nadelholz und die Vorratsveränderung als vorteilhaft erweisen. Sämtliche zuvor geforderten Genauigkeitsansprüche (5% für das stärkere Hartlaub- und das Fichten- und Tannenholz; 10% für das schwächere) sind trotz des Optimierungs-Kompromisses nicht in allen Verantwortungsbereichen zu erfüllen.

Gemeinsam mit der Betriebsleitung wurde anhand der vorstehenden Abbildungen für die einzelnen Verantwortungsbereiche als Kompromiss eine gesamte Anzahl von 2.200 Stichprobenpunkten festgelegt. Diese Anzahl ist in jedem Fall ausreichend, um auf Gesamtbetriebsebene Daten von sehr hoher Aussagekraft erzeugen zu können. Gleichzeitig werden valide Steuerungsdaten für die Vorräte auf VB-Ebene gewonnen. Durch das zweiphasige Design zur Stratifizierung ist im allgemeinen aufgrund der Aufgabe bestehender Stichprobenpunkte ein Genauigkeitsverlust für die Schätzung der mittleren Vorratsveränderung verbunden (SCOTT und KÖHL, 1994). Es konnte gezeigt werden, dass dieser Nachteil durch die Berücksichtigung der mittleren Vorratsveränderung als eine der Optimierungsvariablen abgemildert werden kann.

Da für die Folgeaufnahme die Phase-I-Stratifizierung nun genauer anhand von Luftbildern anstatt recht grober Forsteinrichtungsdaten geschehen konnte, ist bei der Folgeaufnahme eine Verminderung der Varianzen innerhalb der Straten und eine Erhöhung zwischen diesen zu erwarten. Dieses würde tatsächlich zu geringeren Gesamtvarianzen und höheren Schätzgenauigkeiten führen, als es zum jetzigen Zeitpunkt auf der Basis der Daten aus der Vorinventur prognostiziert werden kann.

Bei dem hier entwickelten Design der Betriebsinventur werden durch die Aufnahme der terrestrischen Stichproben Kosten in Höhe von lediglich 4,40 € pro ha gesamter Holzbodenfläche des Betriebes verursacht. Obwohl ein Kompromiss zwischen den optimalen Aufteilungen für fünf Zielvariablen geschlossen wurde, reduziert sich nicht nur der Erhebungsaufwand für Merkmale mit recht hoher Variabilität (stärkeres Laubholz) gegenüber einer Zufallsstichprobe, sondern auch für die wohl bedeutungsvollste Variable im Forstbetrieb, das stärkere Fichten- und Tannenholz. So ist in diesem Fall der terrestrisch zu erhebende Stichprobenumfang und damit sind auch in gleichem Maße die gesamten Erfassungskosten bei einer

zweiphasigen Stichprobe zur Stratifizierung um rund 1/5 (19%) niedriger als bei einer Zufallsstichprobe. Bei der Vorratsschätzung des stärkeren Laubholzes werden gar 59% der Stichproben und der Erhebungskosten eingespart im Gegensatz zu einer einfachen Zufallsstichprobe gleicher Genauigkeit; das bedeutet eine Kostenersparnis in Höhe von rund 6,20 € pro ha Holzbodenfläche. Demgegenüber steht jedoch ein Mehraufwand, der mit der Stratifizierung der Phase-I-Punkte verbunden ist. Die durch die Stratifizierung anfallenden Zusatzkosten sind aber mit 0,22 € pro ha betragsmäßig deutlich niedriger als die Kostenersparnisse bei der Felderhebung.

Ein wesentlicher Vorteil zweiphasiger Stichproben zur Stratifizierung ist die Möglichkeit, in Forstbetrieben flexibel individuelle Zielvariablen und zugehörige Genauigkeitsansprüche zu formulieren. Dadurch lassen sich „maßgeschneiderte“ Waldinventuren unter Minimierung der Kosten durchführen. Im öffentlichen Wald des Landes Baden-Württemberg werden jedes Jahr mehr als 15.000 Stichproben bei Betriebsinventuren angelegt, mittlerweile fast ausschließlich als Folgeaufnahmen. Mit der Durchführung der Inventuren als zweiphasige Stichproben zur Stratifizierung wären erhebliche Kostenersparnisse verbunden. Vor einer Optimierung des Stichprobendesigns müssten wie im vorliegenden Forstbetrieb prioritäre Zielvariablen festgelegt werden.

5. KURZFASSUNG

In einem erwerbswirtschaftlich ausgerichteten Privatforstbetrieb Süddeutschlands wird im Jahr 2008 eine Folgeaufnahme einer Betriebsinventur durchgeführt. Damit vorher festgelegte Genauigkeiten für bestimmte Zielvariablen bei minimalen Kosten erreicht werden können, wird die Inventur als zweiphasige Stichprobe zur Stratifizierung durchgeführt. In der ersten Phase werden die Stichprobenpunkte eines dichten Grundrasters anhand von Orthofotos in zuvor definierte Straten aus Kombinationen der dominierenden Baumartengruppe (Laub- oder Nadelholz) und einer vorherrschenden Altersklasse eingeteilt. Die Erhebungsdaten der Vorinventuren aus den Jahren 1998 und 2000 werden zur Schätzung von Merkmalsvarianzen herangezogen werden. Ursprünglich wurde die Einhaltung von Obergrenzen für die Stichprobenfehler in den einzelnen Verantwortungsbereichen (Revieren) gewünscht. Aufgrund einer recht groben Stratifizierung zum Zeitpunkt der Vorinventur anhand von Forsteinrichtungsdaten für Waldbestände können aber für einige Straten in den einzelnen Verantwortungsbereichen keine Varianzschätzungen unternommen werden. Die Aufteilung der terrestrisch zu erhebenden Phase-II-Punkte auf die einzelnen Straten wird deshalb auf der Ebene des gesamten Forstbetriebes entsprechend einem Kompromiss zwischen den optimalen Aufteilungen für fünf Zielvariablen vorgenommen. Mit der Aufgabe bestehender Stichprobenpunkte, bedingt durch das zweiphasige Design zur Stratifizierung, ist im allgemeinen ein Genauigkeitsverlust für die Schätzung der mittleren Vorratsveränderung verbunden. Dieser Effekt kann jedoch durch die Berücksichtigung der mittleren Vorratsveränderung als eine der Optimierungsvariablen abgebildet werden. Die Varianzen für die mittlere Vorratsveränderung werden aus einer Folgeaufnahme in einem benachbarten Forstbetrieb übertragen. Es zeigt sich, dass sich die geforderten Stichprobenfehler in Höhe von 5% des mittleren Fichten/Tannen- und Hartlaub-Vorrats aus Bäumen über 30 cm BHD bzw. in Höhe von 10% für das schwächere Holz in den einzelnen Verantwortungsbereichen nicht erfüllen lassen. Die obere Grenze des gesamten Stichprobenumfangs für die Feldaufnahmen wird daraufhin zur Kostenbegrenzung mit 2200 terrestrisch zu erhebenden Stichproben-Punkten festgelegt. Die gewählte Allokation zeigt sich für fast alle Zielvariablen sehr vorteilhaft gegenüber einer einfachen Zufallsstichprobe. Durch die zweiphasige Stichprobe können gegenüber einer einfachen Zufallsstichprobe rund 19% der Kosten eingespart werden,

bei gleicher Präzision der Vorratsschätzung von stärkeren Fichten und Tannen. Zur Schätzung des stärkeren Hartlaubholz-Vorrats ist der Erhebungsaufwand sogar um 59% gegenüber dem einer Zufallsstichprobe reduziert.

6. Abstract

Title of the paper: *A Repeated Forest Inventory based on Double Sampling for Stratification.*

In this study we create a new forest inventory design considering repeated measurement of sample plots from former stratified sampling inventories in an anonymised private forest enterprise. In order to meet certain gains of accuracy for distinct target variables under minimum costs we apply a double sampling scheme for stratification. Initially, the sampling error of total timber volume over bark of hardwood trees and also of spruce and fir with dbh larger than 30 cm should not exceed 5% of the mean estimation. For the mean volume estimation of the smaller trees a 10%-precision was conceded. These precision demands were to be met in each of the 6 districts of the whole enterprise. The variance estimation is obtained by means of sample plot data from the prior inventories in 1998 and 2000. Due to the coarse stratification for the prior inventories on the basis of the forest management plan, variance estimations fail for several strata and districts. Therefore, we search for an optimal allocation on the enterprise level. In order to achieve an optimal allocation for phase-II-plots in the forthcoming inventory, there is a need to give up existing plots. However, we can minimise the sampling error for the mean estimations of growing stock changes by considering volume change as additional target variable for the optimisation process. Variances of volume change are estimated from a neighbouring repeated inventory. Finally, the phase-II sample plot allocation is obtained by a compromise between the optimal allocations for five target variables, which comprise the four volume estimates for two species groups and two diameter classes and, additionally, the mean change of growing stock. It is shown that it is impossible to meet the postulated precision within the forest districts with acceptable costs. Hence, the total phase-II sample size is fixed at 2200 plots. The allocation compromise of the double sampling for stratification proves to be very beneficial compared to simple random sampling. Estimations on the basis of double sampling for volume of larger spruce and fir trees is cost-saving in the amount of 19% instead of simple random sampling. For the volume estimation of larger hardwood trees with same precision costs are reduced by 59% using the double sampling scheme instead of an unstratified simple random sampling.

7. Résumé

Titre de l'article: *Sondage par placeaux répétitifs dans le cadre de l'évaluation d'une entreprise forestière – Echantillonnage statistique stratifié en deux phases.*

Dans une entreprise forestière de l'Allemagne du Sud ayant comme objectif la production de bois d'œuvre et d'industrie on a mené en 2008 une répétition d'un sondage statistique par placeaux dans le cadre d'une évaluation d'une entreprise forestière. Afin de pouvoir atteindre au moindre coût des niveaux de précisions préalablement fixés pour certaines variables objectifs, l'inventaire a été mené par points d'échantillonnage en deux phases pour utiliser une méthode d'analyse stratifiée. Dans la première phase les points d'échantillonnage d'un réseau de base dense ont été répartis à l'aide d'orthophotographies dans des strates préalablement définies à partir de combinaisons du groupe d'espèces forestières (feuillues ou résineuses) et d'une classe d'âge dominante. Les données tirées des préinventaires des années 1998 et 2000 ont été utilisées pour l'estimation des variances des caractères étudiés. Originellement on avait espéré s'en tenir aux limites supérieures des erreurs d'échan-

tillonnage dans chacune des unités territoriales responsables de la gestion forestière («Revier»). Mais en raison d'une démarche de stratification de données très grossière au moment du préinventaire, faite à l'aide des données de l'aménagement forestier, on n'a pu effectuer aucune estimation de variance pour quelques strates dans les unités territoriales de gestion. Pour cette raison la répartition des points d'échantillonnage de la phase II à affecter sur le terrain à chacune des strates, fut entreprise au niveau de l'entreprise forestière en bloc, en faisant un compromis entre les répartitions optimales pour cinq variables objectifs. L'abandon de points d'échantillonnage disponibles, nécessité par la conception de la stratification statistique de la deuxième phase, est généralement à l'origine d'une perte de précision dans l'estimation de la variation moyenne du stock de bois sur pied. Cet effet peut toutefois être atténué en considérant que la variation moyenne du stock de bois sur pied est une des variables de l'optimisation. Les variances de la variation moyenne du stock du bois sur pied ont été transposées à partir d'un inventaire répétitif effectué dans une entreprise forestière voisine. On s'est rendu compte que l'exigence d'une erreur d'échantillonnage de 5% en ce qui concerne le stock moyen en épicéa, sapin et feuillus sous forme de bois sur pied de plus de 30 cm de diamètre à hauteur de poitrine, et de 10% pour les bois de plus faible diamètre ne pouvait être respectée dans les unités territoriales de gestion prises séparément. La limite supérieure de l'ensemble des points de sondage statistique effectifs a en conséquence été fixée, pour limiter les coûts, à 2200 points à asseoir sur le terrain. La répartition stratifiée choisie se montre, pour presque toutes les variables objectifs, très avantageuse par rapport à un simple inventaire statistique au hasard. En utilisant la méthode de sondage en deux phases au lieu d'un simple sondage au hasard, on économise environ 19% des coûts, pour une précision égale dans l'estimation des stocks de bois sur pied des plus gros épicéas et sapins. Pour ce qui est de l'estimation du stock de bois sur pied des feuillus de gros diamètre la méthode stratifiée permet de réduire les

coûts des recherches d'environ 59% par rapport à une méthode de sondage au hasard. R. K.

8. Literatur

- BÖCKMANN, T., J. SABOROWSKI, S. DAHM, J. NAGEL und H. SPELLMANN (1998): Die Weiterentwicklung der Betriebsinventur in Niedersachsen. Forst und Holz **53** (8), 219–226.
- COCHRAN, W. (1977): Sampling Techniques, John Wiley & Sons, New York.
- GREGOIRE, T. and H. VALENTINE (2008): Sampling Strategies for Natural Resources and the Environment, Chapman & Hall.
- KÖHL, M. (1994): Statistisches Design für das zweite Schweizerische Landesforstinventar: Ein Folgeinventurkonzept unter Verwendung von Luftbildern und terrestrischen Aufnahmen, Mitt. Eidgenöss. Forsch. anst. Wald Schnee Landsch **69**, 141.
- KRISHNAIAH, P. R. and C. R. RAO (1988): Handbook of Statistics, Vol. 6, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- MANDALLAZ, D. (2008): Sampling Techniques for Forest Inventories, Chapman & Hall.
- NOTHDURFT, A. und J. SABOROWSKI (1999): Permanenz und Repräsentativität von Probestellen bei dynamischer Stratifizierung, Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik – 12. Tagung, Göttingen.
- SABOROWSKI, J. und S. DAHM (1997): Möglichkeiten zur Stratifizierung bei Waldinventuren, in 'Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik', TU Dresden.
- SABOROWSKI, J. and J. CANCELO (2007): About the benefits of poststratification in forest inventories J. FOR. SCI **53**, 139–148.
- SÄRNDAL, C., B. SWENSSON and J. WRETMAN (1992): Model Assisted Survey Sampling, Springer.
- SCOTT, C. T. (1986): An Evaluation of Sampling with Partial Replacement. In: Use of Auxiliary Information in Natural Resource Inventories, SAF Publication No. 86–01, Blacksburg, VA, October 1–2, 1985, ODERWALD, R. G.; BURKHART, H. E. and BURK, T. E. (ed.).
- SCOTT, C. and M. KÖHL (1994): Sampling with partial replacement and stratification, Forest Science **40**, 30–46.
- SINGH, D. and B. SINGH (1965): Double sampling for stratification on successive occasions, Journal of the American Statistical Association, JSTOR **60**, 784–792.
- DE VRIES, P. (1986): Sampling Theory for Forest Inventory, Springer-Verlag.
- WOLFF, G. (1962): Eine Möglichkeit der Luftbildanwendung bei Stichprobeninventuren des Holzvorrates. AFZ **17** (1/2), 26–28.

Die historische Entwicklung der Auenwälder in Deutschland – Ein Überblick

(Mit 4 Abbildungen und 1 Tabelle)

Von J. GLAESER¹⁾ und H. VOLK²⁾

(Angenommen September 2008)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Hartholzaue; Hartholz-Auenwald; Rhein; Oder; Elbe; Leipzig; Donau; *Fraxinus excelsior*; *Quercus robur*.

Hardwood floodplain; hardwood floodplain forest; Rhine; Oder; Elbe; Leipzig; Danube; *Fraxinus excelsior*; *Quercus robur*.

1. EINLEITUNG

Auen werden von Überflutungsdauer und -häufigkeit sowie von Grundwasserstandsschwankungen geprägt (DAY et al., 1988; MOUNTFORD und CHAPMAN, 1993; LEYER, 2004). In Auenberei-

chen, die wenige Tage bis Wochen überflutet sind, kommt als charakteristische Waldgesellschaft der Hartholz-Auenwald (*Quercus-Ulmetum minoris* oder abgewandelte Vegetationstypen des Ulmenion) vor (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, 2000; MARX, 2001; SCHMIDT et al., 2002), der zu den struktur- und artenreichsten Lebensräumen in Mitteleuropa gehört (KOENZEN, 2005). Zusätzlich stocken in der Hartholzaue Stieleichen-Hainbuchenwälder des Carpinion sowie auf nassen und oft grundwasserbeeinflussten Standorten Erlenbruchwälder (*Alnion glutinosae*) und Eschenwälder (*Alnion glutinosae*) (KOENZEN, 2005).

Auf Grund des hohen Siedlungs- und Nutzungsdruckes wurden zahlreiche Auenwälder gerodet oder deutlich dezimiert (ELLENBERG, 1996), wodurch die Auenwälder heute schätzungsweise nur 10% ihrer ehemaligen Fläche einnehmen (COLDITZ, 1994). Gegenwärtig sind noch bedeutende Auenwaldflächen an der Donau zwischen Ulm und Deggendorf, an der Elbe zwischen Wittenberg und Magdeburg, im Isarmündungsbereich, am Rhein zwischen Basel

¹⁾ Dr. JUDITH GLAESER: UFZ, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Department Naturschutzforschung, Permoserstraße 15; D-04318 Leipzig. E-mail: judith.glaeser@web.de

²⁾ Dr. HELMUT VOLK: Ehem. Leiter Abt. Wald und Gesellschaft der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Silberbachstraße 4, D-79100 Freiburg. E-mail: helmuth_volk@arcor.de

und Mainz (z.B. Rheinaue nördlich und südlich von Breisach, Rastatter Rheinaue, Kühkopf-Knoblauchsau bei Oppenheim) sowie an der Oder im Bereich Untere Oder vorhanden. Außerdem gibt es noch ausgedehnte Auenwälder an den Flüssen Weiße Elster/Pleiße/Luppe im Gebiet um Leipzig (Abb. 1).

Über das Vorkommen von *Quercus robur*, *Ulmus laevis* und *U. minor* in den Hartholz-Auenwäldern der Periode Nacheiszeit und ältere Kulturlaue (11.000 vor Chr. bis ca. 1650 n. Chr.) besteht Einigkeit (MÜLLER-STOLL und SÜSS, 1966; DISTER, 1985; SCHAFFRATH, 1996; MATHEWS, 1997; GLAESER, 2005; LECHNER, 2005). Im Unterschied dazu wurden die Beteiligungen von *Acer pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior* am Aufbau der Hartholz-Auenwälder in der Periode Nacheiszeit und ältere Kulturlaue lange Zeit ausgeschlossen (BAUER, 1951; STREITZ, 1967). Erst in den letzten 15 Jahren konnten die Nachweise über die tatsächliche Beteiligung dieser Baumarten an den Hartholz-Auenwäldern erbracht werden (CAPSERS, 1993; MATHEWS, 1997; BEHRE, 1999; POTT und HÜPPE, 2001; LECHNER, 2005).

Aufbauend auf diesen neuen Erkenntnissen fehlt ein Überblick über die historische Entwicklung der Auenwälder (schwerpunktmäßig der Hartholz-Auenwälder) in der Periode Nacheiszeit und ältere Kulturlaue für Deutschland und die angrenzenden Gebiete. Deshalb werden im Rahmen dieses Beitrages die wichtigsten Erkenntnisse aus Pollenanalysen und dendrochronologischen Untersuchungen zum Baumartenbestand der Hartholz-Auenwälder in der Periode Nacheiszeit und ältere Kulturlaue zusammengefasst. In der sich anschließenden Periode der jüngeren Kulturlaue (ca. 1650 bis heute) werden die Veränderungen in der räumlichen Aus-

dehnung der Auenwaldflächen und der Baumartenzusammensetzung der Hartholz-Auenwälder durch die Auswertung von Archivalien, historischen Karten und anderen Dokumenten dargestellt. Durch den Vergleich zwischen einzelnen Flussauen wurden Unterschiede in der Landschaftsentwicklung herausgearbeitet.

Um einen umfassenden Überblick über die historische Entwicklung der Auenwälder zu erhalten und um die Bedeutung der historischen Erkenntnisse für die Kulturlandschaftsforschung, den Naturschutz sowie der Forstplanung aufzuzeigen, sollen in diesem Beitrag folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- Welche Baumarten waren in den Hartholz-Auenwäldern während der Periode Nacheiszeit und ältere Kulturlaue vorhanden?
- Welche Veränderungen der Auenwaldflächen und Auenwaldstandorte können in der Periode der jüngeren Kulturlaue dokumentiert werden?
- Wann und wodurch erfolgte der Baumartenwandel in den Auenwäldern in der Periode der jüngeren Kulturlaue?

2. METHODEN

2.1 Analyse von Archivalien

Veränderungen in den Strukturen und in der Baumartenzusammensetzung von Auenwäldern während der letzten drei Jahrhunderte können durch Archivalien, die für die jeweiligen Regionen in den Stadt- und Staatsarchiven sowie Landeshauptarchiven vorhanden sind, analysiert werden. Die Archivalien beinhalten teilweise umfangreiche Angaben zur Forstplanung (Forsteinrichtung) sowie zu Art und Umfang von Waldnebennutzungen. Zusätzlich können

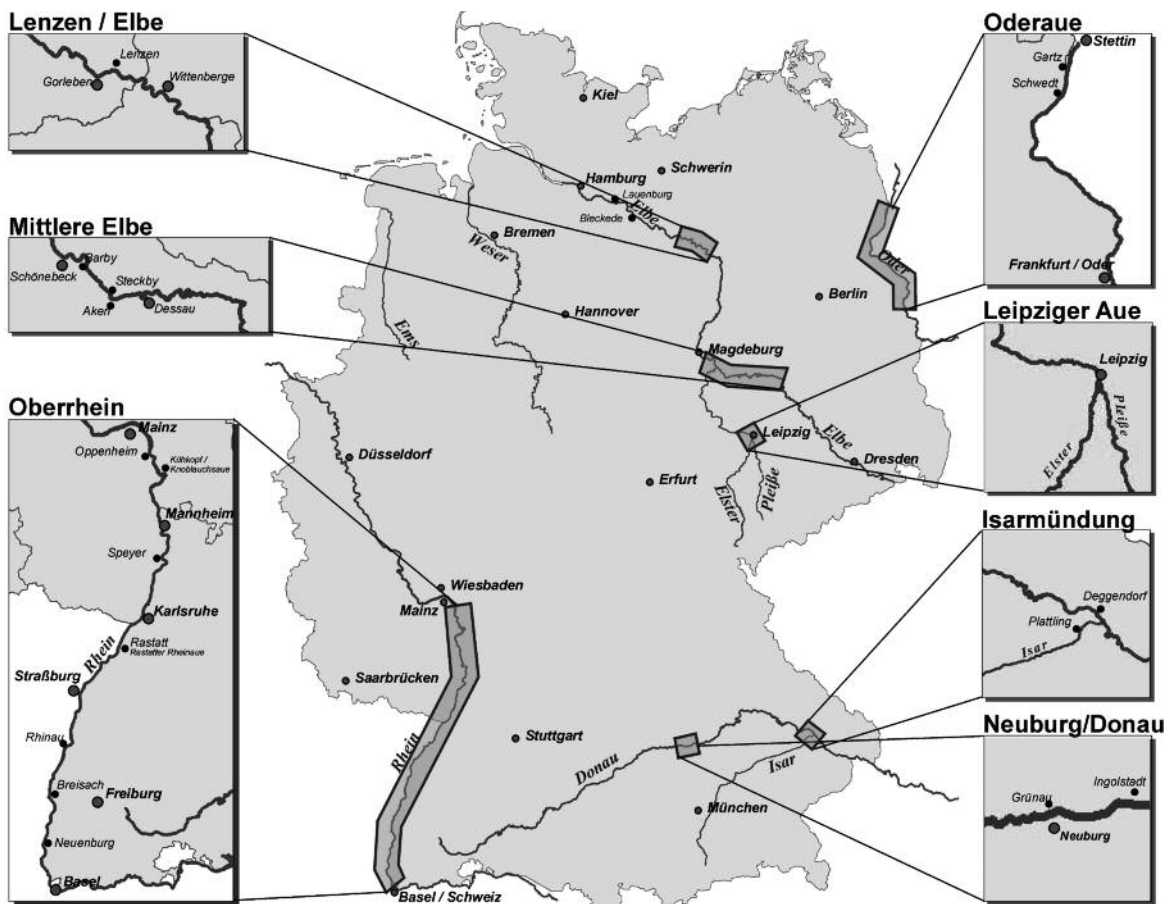


Abb. 1

Lage von bedeutenden Hartholz-Auenwaldflächen in Deutschland und angrenzenden Gebieten.

Sites of important floodplain forests with hardwoods in Germany and bordering areas.

aus Rechnungsbüchern jährliche Angaben zu Art und Anzahl des geschlagenen Bauholzes entnommen und damit Hinweise auf das Vorkommen und die Dominanz von Baumarten abgeleitet werden.

Die Datendichte und Qualität von Archivalien ermöglichen häufig keine lückenlose Darstellung der historischen Entwicklung (TRAXLER, 1987), da besonders aus Kriegszeiten oftmals keine Unterlagen vorhanden sind. Zusätzlich hat sich in den letzten Jahren der Erhaltungszustand vieler Archivalien dramatisch verschlechtert, wodurch die historische Auswertung erschwert wird.

Bei der Auswertung von archivalischen Unterlagen ist allgemein eine kritische Interpretation der Angaben notwendig (KIENITZ, 1936). Übereinstimmende Angaben von mehreren unabhängigen Quellen erhöhen die Sicherheit der Aussagen.

Im Wesentlichen geben die Archivalien die Wald- und Baumartenverhältnisse vom 18. bis zum 20. Jahrhundert recht gut wieder. Aussagen zu Zeiträumen vor dem 18. Jahrhundert, insbesondere aus der Zeit vor dem 30-jährigen Krieg, sind allerdings selten möglich.

2.2 Kartenanalysen

Eine genaue Lageangabe der Wälder in der Aue ist durch archivalische Quellen häufig nicht möglich. Die Lage der Auenwälder muss über die Analyse von historischen Karten mit topographischen Angaben über einzelne Flussabschnitte erfolgen. Dadurch kann die Entwicklung der Auenwaldflächen in der Periode der jüngeren Kulturlandschaft nachgezeichnet werden. In Einzelfällen ist es möglich, die Lageangaben der Auenwälder bis in die Zeit des 30-jährigen Krieges zurückzuverfolgen.

Durch die Auswertung historischer Karten und Landtafeln (OEHME, 1961) können neue Erkenntnisse zu Eingriffen in Flussauenlandschaften gewonnen werden. Außerdem ist eine Quantifizierung von Flächenveränderungen des Auenwaldes möglich, die bereits 100 bis 150 Jahre vor den Begradigungen der großen Flüsse stattfanden (METAN, 2002; VOLK, 2002, 2005, 2007 a, b, c, 2008).

2.3 Analyse anderer Quellen und Dokumente

Pollenanalysen und dendrochronologische Untersuchungen stellen wichtige Instrumente zur Gewinnung neuer Erkenntnisse über die Fluss- und Auenwaldentwicklung in der Periode Nacheiszeit und ältere Kulturlandschaft dar (FIRBAS, 1949; WILLERDING, 1960; MÜLLER-STOLL und SÜSS, 1966; BECKER, 1982, 1983; HILLER et al., 1991; CASPERS, 1993; MATHEWS, 1997; BEHRE, 1999; DAMBECK, 2005; LECHNER, 2005).

Zusätzliche Angaben zur historischen Entwicklung der Auenwälder in der Periode der jüngeren Kulturlandschaft ermöglichen weitere Quellen wie Flurnamen (z.B. HESMER und SCHRÖDER, 1963; HEMPEL, 1983; KONOLD, 1996; KÜSTER, 1998; VOLK, 2007a), floristische Arbeiten bzw. Florenwerke des 17. und 18. Jahrhunderts (z.B. KUNTZE, 1867), Landschaftsbeschreibungen, seltener Landschaftsgemälde, Ortschroniken sowie Standortkartierungen. Dadurch können auch teilweise Standortveränderungen und der damit verbundene Baumartenwandel in der Periode der jüngeren Kulturlandschaft dokumentiert werden.

Erst im kombinierten Einsatz unterschiedlicher Methoden wird die Genauigkeit der historischen Landschaftsanalyse in der Periode der jüngeren Kulturlandschaft verbessert.

3. ERGEBNISSE

3.1 Baumartenzusammensetzungen der Hartholz-Auenwälder in der Periode Nacheiszeit und ältere Kulturlandschaft

In der Nacheiszeit bestimmten die unterschiedlichen Einwanderungsgeschwindigkeiten der Baumarten das Artenspektrum der

Auenwälder. Vor dem Atlantikum dominierte die Kiefer auf sandigen und kiesigen Böden die flussferneren Bereiche der Aue (CASPERS, 1993; POTT und HÜPPE, 2001; LECHNER, 2005). Seit dem Atlantikum erfolgte im Auenwaldbereich die Rückdrängung der Kiefer durch die Einwanderung und Etablierung der Eichenmischwaldarten, wobei *Quercus robur* eine vorherrschende Stellung einnahm. Darüber hinaus waren in den Auenwäldern in der Regel *Fraxinus excelsior*, *Ulmus minor* und *U. laevis* sowie – auf Standorten mit permanent hoch anstehendem Grundwasser – *Alnus glutinosa* vorhanden (CASPERS, 1993; BEHRE, 1999; POTT und HÜPPE, 2001; LECHNER, 2005). Weiterhin wurden folgende Baumarten nachgewiesen: in der Weseraue *Corylus avellana* und *Tilia spec.* (CASPERS, 1993), in der Donauaue *Fagus sylvatica* und *Tilia spec.* (KORTFUNKE, 1992) und in der Oberrheinaue *Acer spec.*, *Corylus avellana*, *Fagus sylvatica* sowie vereinzelt *Pinus sylvestris* (LECHNER, 2005). Obwohl *Fagus sylvatica* seit dem Atlantikum für die Donau und den Rhein belegt ist (KORTFUNKE, 1992; LECHNER, 2005), wird die Rot-Buche zu dieser Zeit für die Emsaue ausgeschlossen. Erst später soll *Fagus sylvatica* in die Emsaue eingewandert sein (POTT und HÜPPE, 2001).

Bemerkenswert ist das allgemein sehr geringe Auftreten von Baumarten des Weichholz-Auenwaldes. Im Boreal und Atlantikum werden für das nordwestdeutsche Flachland nur 3% *Salix*-Pollen angegeben, was auf eine sehr geringe Ausbildung des Weichholz-Auenwaldes hindeutet (POTT und HÜPPE, 2001). LECHNER (2005) bestätigt für das Jungatlantikum und Subboreal in der Oberrheinaue ebenfalls das Fehlen von Baumarten des Weichholz-Auenwaldes und weist damit auf ihre geringe Bedeutung hin.

Durch Überschwemmungen und Sedimenteinträge, ausgelöst durch Rodungstätigkeiten in den Oberläufen der Flüsse sowie vermehrte Niederschläge, konnte sich spätestens seit der Bronzezeit in der Aue ein Standortmosaik herausbilden, das zu einer Differenzierung in Weichholz- und Hartholzaue führte (LECHNER, 2005).

Seit der Bronzezeit sind ebenfalls pollenanalytische Aussagen zum Baumbestand der Auenwälder an der Mittleren Elbe möglich. Die Auenwälder waren durch eine Dominanz von *Quercus robur* sowie dem Vorkommen von *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior* und *Ulmus spec.* gekennzeichnet (MATHEWS, 1997). Vereinzelt kamen außerdem noch *Alnus glutinosa* und *Salix spec.* vor (MATHEWS, 1997).

Im Gegensatz zur Elbe, wo die Hainbuche schon sehr zeitig eine etablierte Baumart des Auenwaldes war, ist *Carpinus betulus* für den norddeutschen Raum erst in der Bronzezeit nachgewiesen (CASPERS, 1993). MÜLLER-STOLL (1936) weist ebenfalls auf eine geringe Beteiligung von *Carpinus betulus* am Aufbau der Auenwälder im Oberrheintiefland bis in das Mittelalter hin.

Nach der Einwanderung aller Baumarten in die Auen blieb das Baumartenspektrum des Hartholz-Auenwaldes über einen sehr langen Zeitraum im Wesentlichen konstant. Veränderungen des Baumartenspektrums der Auenwälder in der Oberrheinaue erfolgten mit der Verdrängung der Kiefer im 12. Jahrhundert sowie der Rot-Buche im Mittelalter (LECHNER, 2005). Dieser Befund deckt sich mit Ergebnissen zu subfossilen Baumartenfunden in nacheiszeitlichen Kieslagern an Donau und Rhein, in denen *Fagus sylvatica* und *Pinus sylvestris* ebenfalls nach dem Mittelalter nicht mehr im Baumartenspektrum vorkommen (BECKER, 1982; FRENZEL, 1995; VOLK, 2002).

Auf Grund von Kriegen, Seuchen und Völkerwanderungen nahm die Bevölkerungszahl mehrfach stark ab, was zu Regenerationsphasen der Wälder führte und Änderungen der Baumartenzusammensetzung hervorrief. Räumliche Verlagerungen der Flüsse in den Auen bewirkten Änderungen der Überflutungs- und Grundwasserhältnisse. Dadurch veränderten sich auch die Baumartenzusammensetzungen und Waldtypen in vielen Auenbereichen. Neben

natürlichen Schwankungen des Anteils von *Quercus robur* wird für viele Auenwälder seit der Bronzezeit eine kontinuierliche Förderung der Stiel-Eiche durch Pflanzung angenommen (POTT und HÜPPE, 2001; LECHNER, 2005; GLAESER, 2008).

3.2 Anthropogene Einflüsse in der Periode Nacheiszeit und ältere Kulturlaue

Auen wurden schon sehr früh durch den Menschen verändert. Die Kulturlandschaftsforschung belegt, dass Auen bis zum Zeitpunkt der Flussbegradigungen im 19. Jahrhundert keine Naturlandschaften ohne gravierende Einflüsse des Menschen waren, sondern entwickelte, überdurchschnittlich häufig und grundlegend veränderte Kulturlandschaften. Diese Erkenntnisse stehen im deutlichen Widerspruch zu bisherigen Hypothesen zur historischen Entwicklung von Auenwaldgebieten in Deutschland, wonach Auengebiete seit der vorrömischen und römischen Zeit bis zu den großen Flussregulierungen im 19. Jahrhundert ihren Charakter als Naturlandschaften behalten hätten (z.B. DISTER, 1980; DILGER und SPÄTH, 1988; GERKEN, 1988; OBERDORFER, 1992; ELLENBERG, 1996; SPÄTH, 1999; LFU, 2000; NIPKOW, 2000; SPÄTH und REIF, 2000). Pollenanalytische, archäobotanische und archäologische Analysen zeigen jedoch, dass der menschliche Einfluss auf die Auen schon in vorrömischer Zeit begann (HAARNAGEL, 1969; BEHRE, 1985; LÜNING und STEHLI, 1989; KONOLD, 1998; KÜSTER, 1998; BEHRE, 1999; KNÖRZER et al., 1999; LÜNING, 2000, 2002; SMETTAN, 2005). LÜNING und STEHLI (1989) sowie RÖSCH (1987, 1991, 1994, 2000) rechnen die Rheinaue, Teile der Donauaue und die Neckaraue zu den Landschaften Mitteleuropas, die bereits in der Jungsteinzeit durch anthropogene Eingriffe wie Ackerbau, Brandrodung, Futtergewinnung und Viehweide verändert wurden. Als Siedlungsgebiet, das mit dem Roh- und Nährstoffbedarf der Bevölkerung in enger räumlicher Verbindung stand, wurden wahrscheinlich vor allem die nicht überschwemmten Altauenbereiche der Flussniederungen genutzt. Konkrete Vorstellungen zur frühen Landnutzung in älteren Kulturlaunen entwickelten LÜNING und STEHLI (1989), KNÖRZER et al. (1999), LÜNING (2000, 2002) sowie SMETTAN (2005).

Seit dem Mittelalter hatten große Abschnitte der untersuchten Flussauen bereits ihre Auenwälder verloren. Ein Beispiel ist die Obere Donau zwischen Sigmaringen und Ulm auf einer Länge von 100 Flusskilometern (KONOLD, 1996).

Vom Mittelalter an war die Besiedlung von Auen teilweise mit flussregulierenden Maßnahmen und damit anthropogenen Eingriffen in die Aue und dem Auenwald verbunden. Erste Eingriffe in das hydrologische System des Leipziger Auenwaldes sind um 930 nachweisbar (LANGE, 1959). Ab dem 12. Jahrhundert hatte die ständige Erweiterung der flussregulierenden Maßnahmen ein gut aufeinander abgestimmtes Netz von Wasserbauwerken im Leipziger Auenwald zur Folge (BÖHME und BECKER, 1995; GLAESER, 2005). Auch am Rhein fanden tief greifende hydrologische Eingriffe nicht erst mit der Tullaschen Rheinkorrektion (1820–1880) statt, sondern sind im Bereich um Karlsruhe schon seit mehr als 300 Jahren in Form von flussbegleitenden Dammsystemen nachweisbar (VOLK, 2000a).

3.3 Die Entwicklung der Hartholz-Auenwälder in der Periode der jüngeren Kulturlaue

3.3.1 Räumliche Veränderungen von Auenwaldflächen und ihre Ursachen

Bereits in der Mitte des 17. Jahrhunderts waren bestimmte Auenabschnitte wie die Elbaue zwischen der tschechischen Grenze und Meißen waldfrei (VOLK, 2007d). Ab dem gleichen Jahrhundert ist die Flächendezimierung von noch vorhandenen Auenwäldern nachweisbar (z.B. an der Donau zwischen Ulm und Deggendorf; LEIDEL und FRANZ, 1998). In einigen Fällen kann die Verringerung bzw. der Verlust von Auenwaldflächen, der teilweise innerhalb von 50 Jahren erfolgte, quantifiziert werden (Tab. 1).

Ursachen für die Rodungen der Auenwälder waren häufig Kriege mit übermäßigem Bau- und Brennholzbedarf der Städte und Gemeinden sowie die aufgezwungenen Reparationsliebe. Hinzu kam der Bevölkerungsanstieg nach dem 30-jährigen Krieg. Damit war ein erhöhter Nahrungsbedarf verbunden, der durch die

Tab. 1

Flächenverlust von Auenwäldern an den Flüssen Donau, Elbe, Oder und Rhein vom 17. bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts.
Loss of floodplain forests along the rivers Danube, Elbe, Oder and Rhine from the 17th century to the beginning of the 19th century.

Fluss	Flussabschnitte	Zeitraum	Flächenverlust des Auenwaldes in %	Quelle
Donau	Neuburg bis Ingolstadt	bis Anfang des 19. Jahrhunderts	80	MARGRAF 2004
Elbe	Lenzen	1699-1823	88	METAN 2002; VOLK 2008
Elbe	Lödderitz	1766-1800	32	SCHAUER 1970
Oder		1780-1826	92	HOFMANN et al. 2005
Rhein	Kühkopf-Knoblochsau	1745-1792	68	VOLK 2007 c
Rhein	von Speyer bis Mannheim	1700-1800	100	VOLK 2006
Rhein	von Neuenburg über Breisach bis Rhinau	1700-1840	100*	VOLK 2001, 2003, 2007b

* Diese Auenwälder wurden bis 1840 gerodet und nach 1840 am korrigierten Rhein neu aufgebaut.

* These floodplain forests were cleared before 1840 and reforested along the altered river course of the Rhine after 1840.

Umwandlung der sehr produktiven Auenwaldflächen in Äcker gedeckt werden sollte. Außerdem waren die Auenwälder intensiv durch Beweidung und Grasnutzung belastet (GLAESER, 2005). Durch die intensiven Nutzungen wurden die Auenwälder extrem aufgelichtet und verloren ihren „Wert“ für die Bevölkerung. Dies führte in vielen Fällen zu einer vollständigen Rodung der aufgelichteten Auenwälder, was für die Rheinaue bei Neuenburg, Breisach und Rhinau zwischen 1700 und 1840 belegt ist (VOLK, 2007a). Zusätzlich trug auch der Export von Eichenstämmen zum Verlust von Auenwaldflächen bei (SCHAFFRATH, 1996; METAN, 2002; VOLK, 2007d). Für andere Auenwälder, wie das Bleckeder Holz an der Unterelbe in der Nähe von Lauenburg, das noch in der Mitte des 18. Jahrhunderts als großer, lichter Auenwald vorhanden war (VOLK, 2007d), können noch keine Ursachen für das Verschwinden angegeben werden.

Im 18. Jahrhundert wirkten sich am südlichen Oberrhein zwischen Basel und Karlsruhe außerdem großflächige, künstliche Rheinlaufverlegungen vom Westen der Rheinaue (Frankreich) nach Osten (altes Kaiserreich/Deutschland) nachteilig auf die Flächen der Hartholz-Auenwälder aus (Abb. 2). Die Flusslaufverlegungen erfolgten an vielen Abschnitten der südlichen Oberrheinaue bis zu 1,5 Kilometer, wodurch zahlreiche Hartholz-Auenwälder auf deutscher Seite der Rheinaue vernichtet wurden (VOLK, 2005, 2007a, b, c).

Auenwälder verblieben meist nur dort, wo Hochwässer sehr häufig und dynamisch waren oder klösterlicher Großgrundbesitz vorherrschte (WWF DEUTSCHLAND, 2000). Im Unterschied zum allge-

meinen Trend des Verlustes vieler Auenwälder blieb der Flächenanteil der Auenwälder in der Leipziger Aue über Jahrhunderte hinweg relativ konstant (HAASE und NUISSL, 2003). Allerdings erfuhren diese Hartholz-Auenwälder ebenfalls zahlreiche ökologische Veränderungen auf Grund ihrer direkten Lage im Umfeld einer Großstadt.

Seit dem 19. Jahrhundert erfolgte die Aufforstung und Neube-gründung von Hartholz-Auenwäldern, wie z.B. die ca. 20 ha große Weidefläche am Niederrhein (CUPPENBENDER, 1992). Insbesondere in der südlichen Oberrheinaue zwischen Basel, Straßburg und Karlsruhe fand im Zuge der Rheinkorrektion eine beispielhafte Pflanzung von Hartholz-Auenwäldern im ehemaligen Flussgebiet des Rheins statt. Durch die Rheinkorrektion wurden Bereiche des Flussbettes, der Kiesbänke und Flussinseln angelandet, melioriert und mit Harthölzern bestockt. Diese Anpflanzungen entwickelten sich zu neuen großflächigen Hartholz-Auenwäldern (VOLK, 2000a, 2007 a, b). Damit sind die heutigen Auenwälder am Rhein – bis auf wenige Ausnahmen – Umwandlungsflächen einer früheren Raumordnungspolitik.

3.3.2 Die Baumartenzusammensetzungen bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts

Entscheidend für das Baumartenspektrum der Auenwälder sind Überflutungsdauer und -häufigkeit. Daneben beeinflussen anthropogene Faktoren die prozentualen Anteile der Baumarten und prägen das Waldbild. Waldnebennutzungen wie Grasnutzung, Holz lesen und Waldweide wirken sich bis zur Mitte des 19. Jahrhun-

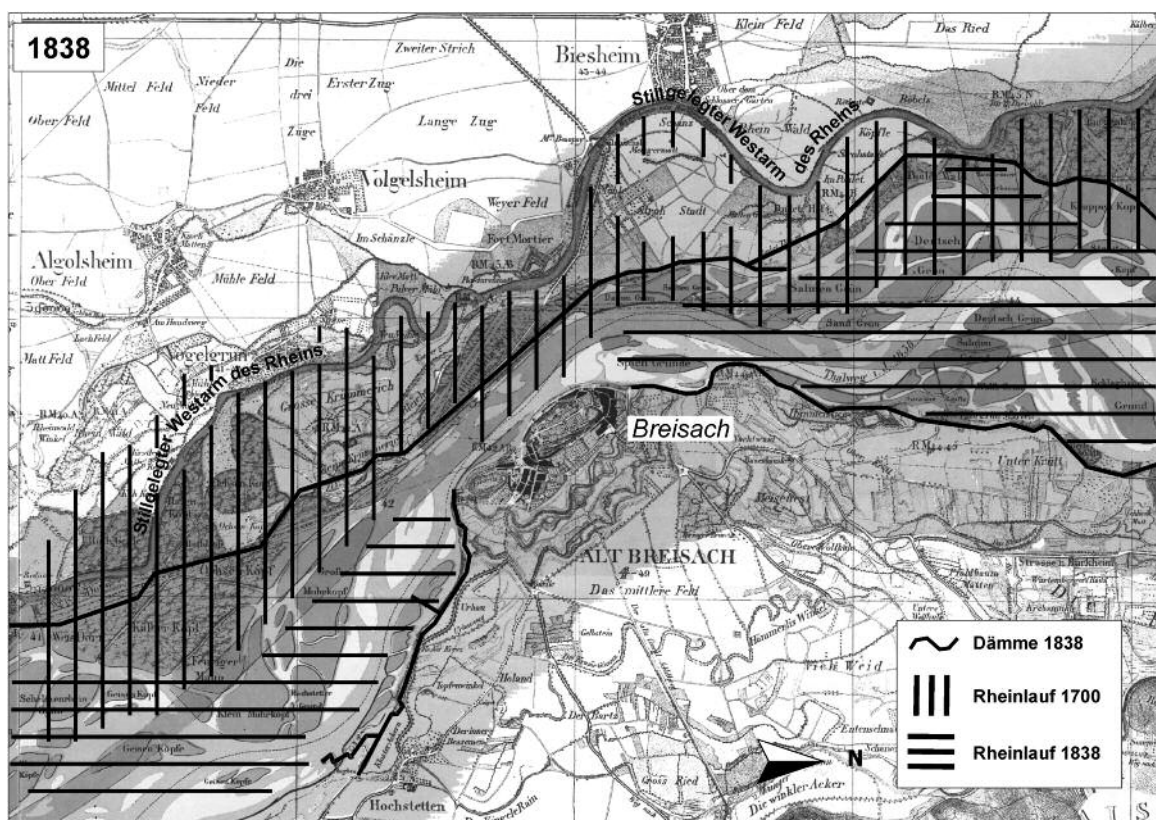


Abb. 2

Verlegung des Rheinlaufes vom Elsass/Frankreich nach Baden/ Deutschland zwischen 1700 und 1838 im Bereich um Breisach. Der frühere breite Westarm des Rheins wurde dabei 1756 stillgelegt (Carte particulière de Brisach et de son paysage jusque à Fribourg et d' une partie des Isles du Rhin (1670–79); Karte des Rheinlaufes von Basel bis Lauterburg von 1838, (VOLK, 2005; verändert).

Alteration of the course of the Rhine from Elsass in France to Baden in Germany in the district of Breisach from 1700 to 1838. In the process the former wide west-river bed of the Rhine was shut down in 1756 (VOLK, 2005; modified).

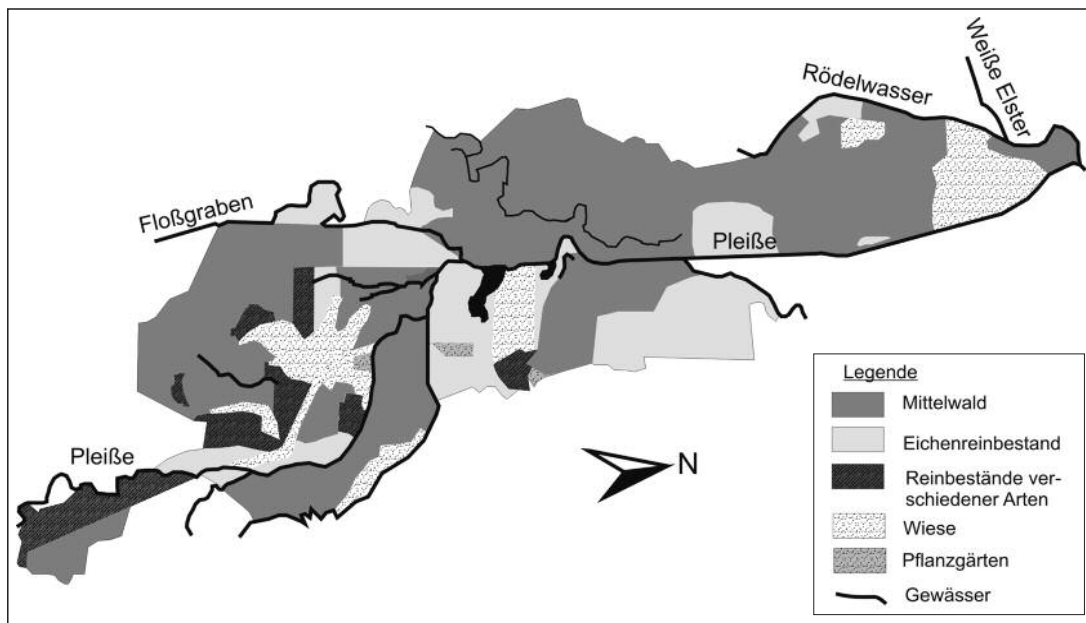


Abb. 3

Der Waldbau im Connewitzer Revier, einem Teil des Leipziger Auenwaldes im Jahre 1856.
Maßstab 1:1200 (GLAESER, 2005; verändert).

Silviculture in the area of Connewitz, as a part of the Leipzig's floodplain forest in 1856.
Scale 1:1.200 (GLAESER, 2005; modified).

derts negativ auf die Naturverjüngung der Bäume aus. Sie fördern damit die Entstehung von lückigen bis baumfreien Flächen und tragen langfristig zu einem Nährstoffentzug bei. Andere Waldnebennutzungen wie die Gewinnung von Eichenlohe oder das Eichellenen für die Schweinemast sind speziell auf *Quercus robur* angewiesen, wodurch das Vorkommen der Stiel-Eiche in vielen Hartholz-Auenwäldern sehr stark anthropogen durch Anpflanzungen gefördert wurde (KAPPEN und SCHULZE, 1979; GLAESER, 2005; GLAESER und SCHMIDT, 2007).

Neben Waldnebennutzungen bestimmt das Waldbausystem wesentlich die Baumartenzusammensetzung. Jahrhunderte lang wurden die Auenwälder an Donau und Rhein für die Faschinengewinnung als Niederwald bewirtschaftet. Das Waldbild kann als niedrigwüchsig, lückig bis sehr lückig und arm an Baumarten beschrieben werden (VOLK, 2000a; MARGRAF, 2004; VOLK, 2007b). In sehr großen Teilen der Rheinaue waren die Weichhölzer *Alnus incana*, *Populus spec.*, *Salix spec.* sowie teilweise auch *Betula pendula* und *Populus tremula* waldprägend (VOLK, 2000a). Zusätzlich kamen in diesen Auenwäldern zahlreiche Sträucher wie *Hippophae rhamnoides* und *Myricaria germanica* vor (VOLK, 2000a). Die Wälder am Rande der Rheinaue, die selten oder gar nicht mehr überflutet wurden, waren hingegen von *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Ulmus spec.* sowie mit einem geringen Anteil von *Pinus sylvestris* und wahrscheinlich auch von *Acer pseudoplatanus* geprägt (VOLK, 2000a, c). In den Donau-Auenwäldern bei Neuburg (vgl. Abb. 1) herrschten *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und *Ulmus spec.* vor (MARGRAF, 2004). *Alnus glutinosa* war sowohl an der Donau als auch am Rhein die prägende Baumart in den Auenwaldbereichen mit permanent hoch anstehendem Grundwasser (VOLK, 2000a).

Während die Auenwälder an der Donau bei Neuburg und am Oberrhein Jahrhunderte lang durch die Niederwaldbewirtschaftung geprägt wurden (VOLK, 2001, 2003; MARGRAF, 2004; VOLK, 2006, 2007b, c), bestimmte der Mittelwald die mitteldeutschen Auenwälder um Leipzig und an der Mittleren Elbe (MINCKWITZ, 1954; LANGE, 1959; SCHAUER, 1970; GLAESER, 2005; GLAESER und

SCHMIDT, 2007; GLAESER, 2008). Neben den Mittelwäldern gab es bereits im 19. Jahrhundert hochwaldartige Reinbestände im Auenwald (Abb. 3).

Dominierende Baumart in den Auenwäldern um Leipzig und an der Mittleren Elbe war *Quercus robur*, die auf Grund ihrer starken Nutzung durch gezielte Anpflanzungen großflächig verbreitet wurde (GLAESER, 2005; GLAESER und SCHMIDT, 2007). Außerdem waren in den mitteldeutschen Auenwäldern noch *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* und *Ulmus spec.* vorhanden sowie in den tieferen Auenbereichen *Alnus glutinosa*, *Populus spec.* und *Salix spec.* (MINCKWITZ, 1954; LANGE, 1959; SCHAUER, 1970; GLAESER, 2005). Auf den zeitweise wenig oder nicht überfluteten Standorten der ausgediechten oder flussfernen Auenbereiche stockte inselartig *Fagus sylvatica* (MATHEWS, 1997; GLAESER und SCHMIDT, 2007). Für den Leipziger Auenwald sind außerdem *Acer campestre*, *A. pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Populus tremula* sowie Wildobstbäume wie *Malus sylvestris* und *Pyrus pyraeaster* nachgewiesen (MÜLLER-STOLL und SÜSS, 1966; GLAESER, 2005; GLAESER und SCHMIDT, 2007).

Im Gegensatz zu den Auenwäldern an der Mittleren Elbe hatte der Leipziger Auenwald eine größere Baumartenvielfalt. Für das 16. Jahrhundert nennt HEMPEL (1983, S. 94) folgende Baumarten für die Auenwälder um Leipzig und der Mulde bei Eilenburg: „Eichen, (Berg)ahorn, Aspen, Ulmen, (Bergulme ...) und Buchen im Oberholz, Hasel, Rüster (Flutterulme), ... Pfaffenhütchen (*Euonymus europaea*) ..., Maßholder (Feldahorn), Erlen, Linden, (*Frangula alnus* ...), Zweckbeere (*Lonicera xylosteum*) u. a. im Unterholz“.

3.3.3 Die Baumartenzusammensetzungen ab Mitte des 19. Jahrhunderts bis heute

Obwohl die Flussauen schon seit mehreren Jahrhunderten als nicht unberührt und „ursprünglich“ angesehen werden können, hatten die anthropogenen Eingriffe nach bisherigem Kenntnisstand und bis auf wenige großflächige Ausnahmen (z. B. südlicher Oberrhein zwischen Basel und Karlsruhe; VOLK, 2005, 2007a, d)

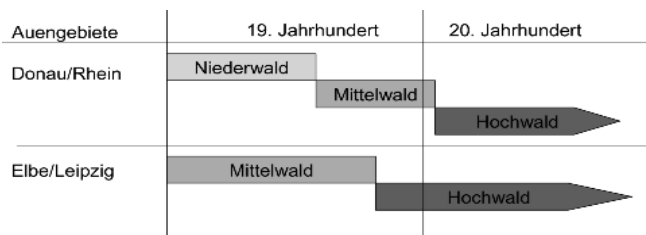


Abb. 4

Die Waldbausysteme in den Auenwaldgebieten an der Donau (Neuburg), Elbe, im Gebiet um Leipzig sowie am Rhein im 19. und 20. Jahrhundert.

Systems of silviculture in the floodplain forests of the rivers Danube (Neuburg), Elbe, in the area around Leipzig and Rhine in the 19th and 20th centuries.

zunächst noch keine tief greifenden großflächigen hydrologischen Veränderungen zur Folge. Erst durch die flussregulierenden Maßnahmen im 19. Jahrhundert wurde die Überflutungsdauer und -häufigkeit in den meisten Auen deutlich reduziert, was mit einer Veränderung des Charakters der Auen verbunden war.

Die durch Flussregulierungen bedingten hydrologischen Veränderungen, ein gestiegener Nutzholzbedarf sowie die Trennung von Wald und Weide hatten in vielen Auenwäldern einen Wechsel des Waldbausystems zur Folge (Abb. 4). Für die Donauauenwälder bei Neuburg und die Rheinauenwälder bedeutete das ab der Mitte des 19. Jahrhunderts eine allmähliche Umwandlung der aus Weichholz-Gebüsch und Kopfweidenwäldern bestehenden Faschinenniederwälder in hartholzreiche Mittelwälder (BRAUN und KONOLD, 1998; FINSTERER, 2000; VOLK, 2000a; MARGRAF, 2004) (Abb. 4).

Am Ende des 19. Jahrhunderts war die großflächige Umstellung der Auenwälder auf Mittelwald sowohl an der Donau als auch am Rhein größtenteils eingeleitet oder erfolgreich abgeschlossen (VOLK, 2000a; MARGRAF, 2004). Mit der Einführung des Mittelwaldes war die gezielte Förderung von *Quercus robur* verbunden, die jedoch auf Grund von waldbaulichen Problemen (z.B. Wildverbiss, fehlende Konkurrenzkraft; VOLK, 2000a) nicht sehr erfolgreich verlief. Am Ende der Mittelwaldbewirtschaftung war der Anteil von *Quercus robur* in den Rheinauenwäldern hinter den Erwartungen zurückgeblieben.

Sowohl von hydrologischen als auch von anthropogenen Veränderungen profitierte *Fraxinus excelsior* in den Mittelwäldern. Die Gewöhnliche Esche erreichte zu Beginn des 20. Jahrhunderts in den Rheinauenwäldern einen Baumartenanteil von 25 bis 30%, womit *Fraxinus excelsior* die dominierende Stellung in diesen Auenwäldern einnahm (VOLK, 2000b).

Die Mittelwaldbewirtschaftung förderte in den Auenwäldern an der Donau und am Rhein *Acer campestre*, *A. pseudoplatanus*, *Carpinus betulus* und *Ulmus spec.* (VOLK, 2000b; MARGRAF, 2004). In den Rheinauenwäldern förderte sie zusätzlich auch *Fagus sylvatica* (VOLK, 2000b). Die gezielte Förderung des Ulmenanteils war jedoch nicht sehr erfolgreich: am Ende der Mittelwaldära hatte sich der Anteil von *Ulmus spec.* in den Auenwäldern am Rhein im Vergleich zum Beginn der Mittelwaldbewirtschaftung deutlich reduziert (VOLK, 2000a, b). Ab dem Anfang des 20. Jahrhunderts war in den meisten Auenwäldern am südlichen Oberrhein die nur 30 bis 40 Jahre dauernde Mittelwaldära beendet. Nach dem Mittelwald wurde die Hochwaldwirtschaft sowohl an der Donau als auch am Rhein großflächig eingeführt (Abb. 4) (FINSTERER, 2000; VOLK, 2001), was häufig mit der weiteren Erhöhung des Berg-Ahornanteils verbunden war.

Deutlich eher als an der Donau und am Rhein, bereits am Ende des 19. Jahrhunderts, fand in den mitteldeutschen Auenwäldern die

Umstellung von Mittel- auf Hochwald statt (Abb. 4) (MINCKWITZ, 1954; LANGE, 1959; SCHAUER, 1970; GLAESER, 2005; GLAESER und SCHMIDT, 2007; GLAESER, 2008), wodurch in diesen Auenwäldern unterschiedliche Baumarten gefördert wurden. An der Mittleren Elbe hatte die Änderung des Waldbausystems eine deutliche Erhöhung des Anteils von *Quercus robur* zur Folge, wodurch die Stiel-Eiche heute die dominierende Baumart in diesen Auenwäldern ist (SCHMIDT, 2002).

Im Leipziger Auenwald trug die Einführung der Hochwaldbewirtschaftung zu einer deutlichen Reduzierung der Anteile von *Quercus robur* und *Carpinus betulus* bei, hauptsächlich zwischen 1870 und 1925 (GLAESER und SCHMIDT, 2007). Umgekehrt erhöhte sich der Anteil von *Fraxinus excelsior*, so dass die Gewöhnliche Esche heute die dominierende Baumart ist (GLAESER, 2005; GLAESER und SCHMIDT, 2007). Zusätzlich profitierten *Acer pseudoplatanus* und *Acer platanoides* sowohl von den veränderten hydrologischen Bedingungen als auch von der Einführung des Hochwaldes. Dadurch stieg der Anteil der Ahorn-Arten von ehemals 2,7% im Jahre 1870 auf heute 21,3% an (KUNTZE, 1867; GLAESER, 2005).

Seit dem Ende des 19. Jahrhunderts wurde die Baumartenvielfalt in vielen deutschen Auenwäldern erweitert. Für viele Auenwaldgebiete ist der Anbau von *Fraxinus pennsylvanica* und *Fraxinus americana* belegt (BRECHER, 1897; ANDERSON, 1927; KLOSE, 1927). Außerdem wurden an der Mittleren Elbe *Alnus incana*, *Fagus sylvatica*, *Larix decidua*, *Pinus strobus*, *Populus x canadensis*, *Robinia pseudoacacia*, *Quercus petraea* und *Quercus rubra* angebaut (BRECHER, 1897; MINCKWITZ, 1954; GLAESER, 2005). Im Leipziger Auenwald wurden *Acer negundo*, *Caray cordoformis*, *C. ovata*, *Juglans nigra* (SCHAARSCHMIDT, 1989; GLAESER und SCHMIDT, 2007) und in den Rheinauenwäldern *Acer platanoides*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Populus canadensis*, *Populus balsamica*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra* und *Robinia pseudoacacia* eingebracht (VOLK, 2000a, 2007b).

Neben den Veränderungen der abiotischen Faktoren und der Waldbausysteme hatten auch Kalamitäten einen erheblichen Einfluss auf die Baumartenzusammensetzung in den Hartholz-Auenwäldern. Bereits am Ende des 19. Jahrhunderts führte die holländische Ulmenkrankheit zur ersten Reduktion des Ulmenanteils im Leipziger Auenwald (GUTTE und SICKERT, 1998; GLAESER und SCHMIDT, 2007). Mit dem fast vollständigen Ausfall der Ulmen seit der Mitte des 20. Jahrhunderts sind die Folgen der holländischen Ulmenkrankheit gegenwärtig in allen Auenwäldern deutlich sichtbar. Vereinzelt sind noch Vorkommen von *Ulmus laevis* auf Grund der größeren Resistenz gegenüber der holländischen Ulmenwelke in der Baumschicht der Auenwälder vorhanden. *Ulmus minor* kommt nur noch bis in die Strauchschicht vor (VOLK, 2000a; GLAESER, 2005; GLAESER und SCHMIDT, 2007). Trotzdem hat die Feld-Ulme immer noch eine sehr hohe Verbreitungsdichte im Leipziger Auenwald (MACKENTHUN, 2002).

Die vorerst letzte tief greifende Veränderung der Baumartenzusammensetzung der Auenwälder fand nach dem Ende des 2. Weltkrieges mit dem plantagenhaften Anbau von Pappeln und Pappelhybriden sowie von Kiefern- und Eschenwäldern statt. Heute erreichen die Pappeln einen Anteil von ca. 8% in den mitteldeutschen Auenwäldern (GLAESER, 2005). Sie werden langfristig wieder in Mischbestände mit *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und *Ulmus spec.* überführt.

4. BEDEUTUNG DER HISTORISCHEN ERKENNTNISSE FÜR DIE KULTURLANDSCHAFTSFORSCHUNG, DEN NATURSCHUTZ UND DIE FORSTPLANUNG

In der durch Archivalien besser erforschbaren Zeitspanne von ca. 1650 bis heute fanden in den Auen außer den bereits bekannten

landschaftsverändernden Maßnahmen (Flusslaufregulierungen, Neuanlage von Auenwäldern etc.) auch großräumige Flusslaufverlegungen statt (VOLK, 2000a, 2005, 2007a, 2008). Diese Flusslaufverlegungen führten zu einer Neuverteilung der Landnutzungen in den Flussaunen und hatten damit bisher unbekannte oder unterschätzte Auswirkungen auf die Auenlandschaften. Seit dem Ende des 30-jährigen Krieges veränderten außerdem überörtlich geführte Dämme von mehreren Kilometern Länge das ökologische Gefüge der Auen (VOLK, 2005, 2007d), wobei das Verhältnis von überfluteter (rezyklischer) Aue zu seltener oder nicht überfluteter Aue (Altaue) zu Gunsten der Altaue nachhaltig verschoben wurde. Außer der Lage und Größe der Auenwaldflächen veränderte sich auch ihre Struktur und Baumartenzusammensetzung während der letzten 350 Jahre. Gründe hierfür waren die flächige Offenhaltung von Auenwaldbereichen für die Viehweide (SCHAUER, 1970; GLAESER, 2005), die permanente, künstliche Auflösung geschlossener Waldstrukturen durch andere Formen landwirtschaftlicher Nutzung, ferner die Faschinen- und Brennholzgewinnung sowie Saat und Pflanzung neuer Auenwälder. Diese neuen historischen Erkenntnisse sind bisher nur teilweise sowohl in der Kulturlandschaftsforschung als auch im Naturschutz integriert.

Obwohl *Quercus robur* eine natürliche Baumart des Hartholz-Auenwaldes ist, profitierte die Stiel-Eiche in früheren Jahrhunderten besonders von ihrer künstlichen Vermehrung (GLAESER, 2005; GLAESER und SCHMIDT, 2007) und erreichte in einigen Hartholz-Auenwäldern sehr hohe Anteile. *Quercus robur* sollte auch in Zukunft aus naturschutzfachlichen Gründen des Artenschutzes (GEISER, 1980; HEYDEMANN, 1981) sowie aus Gründen des Erhalts einer Leitbaumart der seltenen Waldgesellschaft des *Quercus-Ulmum minoris* eine dominierende Baumart des Auenwaldes sein. Dies ist jedoch angesichts des heute geringen Anteils von *Quercus robur* nicht in allen Auenwäldern nachhaltig gesichert. Eine Möglichkeit zur Erhöhung des Anteils von *Quercus robur* im Auenwald kann die begrenzte Wiedereinführung der Mittelwaldbewirtschaftung sein, wie es im Leipziger Auenwald angestrebt wird (GLAESER und SCHMIDT, 2007).

Unter Berücksichtigung des anthropogenen Einflusses sowie unter Einbeziehung der ganzen morphologischen Aue erweitert sich das natürliche Baumartenspektrum der Hartholz-Auenwälder um heute teilweise immer noch als auenfremd eingestufte Baumarten (z.B. *Fagus sylvatica*; *Fraxinus excelsior*; *Pinus sylvestris*), was zukünftig sowohl in der naturschutzorientierten Auenliteratur als auch in der Vegetations- und Standortkunde berücksichtigt werden muss. Nur durch die kleinräumige Heterogenität, die hydrologischen Verhältnisse sowie durch die Nachhaltigkeit des anthropogenen Einflusses kann der hohe Struktur- und Artenreichtum der Auenwälder erklärt und erhalten werden. Er liefert ja die Begründung für den hohen Naturschutzwert der Auenwälder in Europa (CARBIENER, 1974; EU, 1992; MÜLLER, 1995; BNL, 1998; KOENZEN, 2005).

Im Hinblick auf den Hochwasserschutz, der in den deutschen Auenwäldern zunehmend an Bedeutung gewinnt, sind vor allem zwei Aspekte besonders wichtig. Einerseits führten die Jahrhunderte lang andauernden Eingriffe in die Auen in Form von Flussbegradigungen und Flussausbauten sowie Staustufenbau (HÜGIN und HENRICHFREISE, 1992; HENRICHFREISE, 2007a, b) zur erhöhten Sensibilität von Auenwäldern gegenüber Hochwässern. Als Folge der durch den Flussausbau bedingten, geringeren bis fehlenden Überflutungen sowie der geringen Grundwasserstandsschwankungen entstanden Auenwälder mit sehr geringen Anteilen an Weichholz-Auenwaldarten und dafür überwiegend Hartholz-Auenwälder, die nicht mehr an regelmäßige und höhere Überflutungen angepasst sind (DISTER, 1981; SPÄTH, 1988; HELLOWIG, 2000). Auf Grund dieser Voraussetzungen sind den Bemühungen, die Auenwälder durch

Renaturierungsmaßnahmen wieder an regelmäßige und höhere Überflutungen anzupassen, enge Grenzen gesetzt. Andererseits fehlen für regelmäßige und häufigere Überflutungen der Auenwälder auf Grund der Hydrologie im Umfeld von Staustufen sowie aus Gründen der Rücksicht auf die Schifffahrt meist die notwendigen Wassermengen. Historische Landschaftsanalysen zeigen auf, dass bei extremen Hochwasserereignissen, die zum Rückhalt von Hochwässern in den Auenwäldern zum Schutz von Unterliegern an den Flüssen führen, technisch unverbaute freie Fließstrecken in den Hochwasserrückhalteräumen notwendig sind (HENRICHFREISE, 1989, 2007).

5. FORSCHUNGSBEDARF

5.1 Kulturlandschaftsforschung Flussaunen vor und unmittelbar nach der Zeitenwende

Um den frühen Einfluss der Menschen auf die Auen besser beleuchten zu können, sollten an geeigneter Stelle die noch für viele Auenbereiche fehlenden Pollenanalysen und archäobotanischen Untersuchungen realisiert werden. Über Siedlungs- und Ernährungszeiger in zeitlich genau datierten Pollenspektren können dadurch einerseits Aussagen zum Baumbestand der Auenwälder getroffen und andererseits Rückschlüsse auf den Grad der Bewaldung oder den Anteil nicht bewaldeter Landschaftsteile gezogen werden.

Zusätzlich sind siedlungsarchäologische Untersuchungen notwendig, die Aussagen zur Siedlungsverbreitung und zur Bevölkerungsdichte ermöglichen und damit Rückschlüsse des Nutzungsdrucks der Menschen auf die Auen erlauben. Dabei sollte besonders die Landnutzung in der Bronze-, Hallstatt-, Latène- und Eisenzeit, aus der bisher sehr wenig bekannt ist, und ihr Einfluss auf die Auen berücksichtigt werden.

5.2 Kulturlandschaftsforschung Flussaunen in der Periode der jüngeren Kulturlaue

Obwohl die Forschungen zur Landschaftsentwicklung der Elbaue, der Leipziger Aue und der Rheinaue (VOLK, 2002, 2003; GLAESER, 2005; VOLK, 2006; GLAESER und SCHMIDT, 2007; VOLK, 2007b; GLAESER, 2008) wissenschaftliche Meilensteine setzen, fehlen für mehrere große deutsche Flüsse entsprechende wissenschaftliche Ergebnisse. Besonders für die Donau und die Oder (Abb. 1) müssen vergleichbare Forschungen durchgeführt werden. Gerade über die Entwicklung der Donauaue liegen sehr widersprüchliche Ergebnisse vor. Einerseits sollen Mittelwälder mit Harthölzern wie *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und *Ulmus spec.* schon lange vorhanden gewesen sein (FINSTERER, 2000), andererseits wird die lange Tradition des aus Gebüsch bestehenden Niederwaldes vorwiegend mit dem Ziel der Faschinennutzung angeführt (FINSTERER, 2000; MARGRAF, 2004). Eine Ursache für diese Widersprüchlichkeit kann in der Nutzung der Quellen liegen, die nur bis 1850 zurückreichen, also bis zu einer Zeit, in der die Nutzung bereits wesentlich den Baumartenbestand prägte. Um den zeitlichen Rahmen zu erweitern, müssen dabei, soweit vorhanden, historische Karten und Archivalien aus früheren Jahrhunderten analysiert und Pollenanalysen durchgeführt werden.

Bei der historischen Analyse der Donauaue sollte die Donauaue bei Wien in die Untersuchung mit einbezogen werden, damit gleiche und verschiedene Entwicklungslinien zweier Abschnitte der Donauauen verglichen werden können, die ganz unterschiedliche Naturschutzziele repräsentieren. Die Donauaue bei Neuburg und Ingolstadt (Abb. 1) verkörpert das Beispiel einer multifunktional, auch forstlich genutzten Auenlandschaft mit Auenwäldern (TEXTOR, 2007). Die in großen Bereichen als Auen-Nationalpark ausgewiesene Donauaue bei Wien, in der auf großen Flächen jede forstli-

che Nutzung ausgeklammert ist, kann als Beispiel für langfristige historische Auenwälderhaltung in unmittelbarer Nähe einer Metro-pole gelten (MANZANO, 2007).

Obwohl die Oder im Vergleich zu anderen mitteleuropäischen Flüssen in ihrer historischen Entwicklung keinen Sonderfall darstellt (WWF DEUTSCHLAND, 2000), verfügte sie schon in der Mitte des 19. Jahrhunderts über sehr wenig Gehölzbestand (GROSSER, 1994; UHLEMANN, 1999). Heute noch wird die Oderaue als Kulturaue hauptsächlich durch Einzelbäume und Gebüsche geprägt. Trotzdem lassen einige noch verbliebene Auenwälder darauf schließen (SCHAFFRATH, 1996), dass es früher in der Oderaue größere und ausgedehnte Auenwaldgebiete gegeben haben muss, worauf auch LIBBERT (1941) verweist. Deshalb sollten bezüglich der Oder die Fragen geklärt werden: Gab es zwischen 1600 und 1800 noch zusammenhängende Auenwälder in der Oderaue mit Weich- und Harthölzern oder hat die Oderaue schon relativ früh die größeren Auenwaldkomplexe verloren? Welche Auenlandschaft und welche Auenwälder bestanden, bevor die Trockenlegungen unter Friedrich dem Großen durchgeführt wurden (1745–1753)? Die Erkenntnisse aus der historischen Landschaftsanalyse könnten in Überlegungen zur Anlage von Auenwäldern in der Oderaue einfließen und eine erfolgreiche Etablierung von Auenwäldern beschleunigen.

5.3. Kulturlandschaftsforschung Wörlitzer Kulturlandschaft

Im Hinblick auf die vergleichsweise geringen Auenwaldanteile in weiten Bereichen der Elbaue sind die Auenwälder von Dessau bis Magdeburg von besonderer Bedeutung (Abb. 1). Ihr Erhalt über die Jahrhunderte hinweg sollte den Anstoß dazu geben, die Ursachen der Walderhaltung in diesem Teil der Elbaue besser zu erforschen. Dabei gilt es, bisher unbekannte, historische Zielsetzungen für die Auenwälder der Wörlitzer Kulturlandschaft zu analysieren und den Einfluss dieser Ziele auf die Nutzung und den Erhalt der Auenwälder in diesem Abschnitt der Elbaue herauszuarbeiten.

6. ZUSAMMENFASSUNG

Der Beitrag behandelt größere, heute noch vorhandene Auenwaldflächen an den Flüssen Donau, Elbe, Oder, Rhein sowie an den Flüssen Elster/Pleiße/Luppe im Gebiet um Leipzig. Die historische Entwicklung dieser Auenwälder seit der Nacheiszeit wird für einen frühen Zeitabschnitt (Periode Nacheiszeit und ältere Kulturaue von 11 000 v. Chr. bis 1650 n. Chr.) und einen jüngeren Zeitabschnitt (Periode der jüngeren Kulturaue von 1650 bis heute) dargestellt. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Entwicklung der Hartholz-Auenwälder. Es konnte gezeigt werden, dass nicht nur die allgemein bekannten Baumarten des Hartholzaue-Auenwaldes wie *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Ulmus spec.* zu den natürlichen Baumarten der mitteleuropäischen Flussauen gehören, sondern auch *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior* und *Pinus sylvestris*. Der Mensch hat früher in die nacheiszeitlichen Naturwälder der Hartholzaue eingegriffen als bisher vermutet wurde. Seit dem Mittelalter sind Einzelfälle von flussverändernden Maßnahmen überliefert.

In der Periode der jüngeren Kulturaue gab es bereits vor den Flussregulierungen im 19. Jahrhundert starke Eingriffe in die Auen. Bestehende Flusssysteme wurden z.B. am Oberrhein verlegt. Dämme veränderten die Nutzungsstruktur in den Auen nachhaltig. Hartholz-Auenwälder wurden sehr häufig unter dem Druck der landwirtschaftlichen Nutzung in Felder umgewandelt und die Struktur der verbliebenen Auenwälder wurde stark verändert. Für einzelne Flussabschnitte konnte der enorme Flächenverlust an Auenwäldern zwischen 1700 und 1840 genauer erfasst werden.

Die Biotoptradition der Hartholz-Auenwälder ist an der Elbe und in der Leipziger Aue deutlich länger vorhanden als am Oberrhein und an der Donau bei Neuburg. Am Oberrhein und der Donau hatten erst die Flusskorrekturen den Aufbau der heutigen Hartholz-Auenwälder zur Folge.

In Anpassung an den Fortschritt der Flusskorrekturen im 19. und der Flusssaubauten im 20. Jahrhundert wurden die Hartholz-Auenwälder in Deutschland und den angrenzenden Gebieten mit einer europaweit bedeutsamen Vielfalt an Baumarten um- und aufgebaut. In diesem Prozess wechselten die Waldbausysteme zumeist vom Niederwald über den Mittelwald zum Hochwald.

Aus der historischen Landschaftsanalyse über Auen und Auenwälder können Anregungen für den Naturschutz und Hochwasserschutz abgeleitet werden. Offene Forschungsfelder werden für einige der mitteleuropäischen Flussauen und Auenwälder umrissen.

7. Summary

Title of the paper: *The historical development of floodplain forests in Germany – a review.*

This study is concerned with larger areas of floodplain forests that still exist today along the Rivers Danube, Elbe, Rhine, Oder as well as the rivers Weiße Elster/Pleiße/Luppe in the district of Leipzig. The historical development of these floodplain forests since the Holocene has been described for an early period (period of Holocene and older artificial floodplain areas 11.000 B.C. to 17th Century) and a more recent period (period of younger artificial floodplain areas ca. 1650 to present). The main focus was on the development of the hardwood floodplain forests. It could be shown that not only the well-known tree species of floodplain forests such as *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Tilia cordata* and *Ulmus spec.* belong to the natural tree species of Central European floodplain forests but also *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior* and *Pinus sylvestris*. Anthropogenic influence of the earlier pristine floodplain forests of the Holocene period had been greater than previously assumed. Since the Middle Ages individual cases of changes to river courses have been reported.

In the period of younger artificial floodplain areas, a severe encroachment on the floodplain forests already existed before the rivers were regulated in the 19th century. Existing fluvial systems such as that of the Upper-Rhine were shifted for example. Dykes changed the use of the floodplain areas permanently and under agricultural pressure hardwood floodplain forests were very often converted into fields and the structure of the remnant floodplain forests drastically changed forever. For some river sections the loss of floodplain forests could be quantified from 1700 to 1840.

There has been a longer tradition of biotopes for the hardwood floodplain forests of the river Elbe and in the District of Leipzig compared to the Upper-Rhine and the river Danube near Neuburg. It was only the correction of the Upper-Rhine and Danube river courses that resulted in today's floodplain forests there.

The floodplain forests in Germany and its bordering areas were altered and established with a diversity of tree species that is significantly important in the European context as a result of the modification and improvement of the alteration of river courses in the 19th century and the regulations of rivers in the 20th century. During this process the silvicultural management system changed from a coppice forest to a coppice-with standards forest to a high-value forest.

Based on the historical landscape analyses in floodplain areas and floodplain forests proposals could be made regarding nature conservation and flood protection. Open fields of research have been defined for some Central European floodplain areas and floodplain forests.

8. Résumé

Titre de l'article: *L'évolution historique des forêts de plaine alluviale en Allemagne. Tour d'horizon.*

L'article traite les forêts alluviales des assez grandes plaines alluviales aujourd'hui encore existantes au bord des fleuves Danube, Elbe, Oder, Rhin ainsi que celles qui sont au bord des rivières Elster/Pleisse/Luppe dans la région qui entoure Leipzig. L'évolution historique de ces forêts de plaine alluviale depuis la période post-glaciaire est dépeinte dans le cas d'une période assez ancienne (période postglaciaire et des anciennes cultures de plaine alluviale de 11000 avant J.C. jusqu'à 1650 après J.C.) et une période récente (période des cultures récentes de plaine alluviale de 1650 jusqu'à nos jours). L'accent y est mis sur le développement des forêts de plaine alluviale Il a pu être montré que non seulement les essences généralement connues des forêts de plaine alluviale comme *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Ulmus sp.* faisaient partie des espèces naturelles des plaines alluviales d'Europe moyenne mais aussi *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior* et *Pinus silvestris*. L'homme est intervenu dans les forêts naturelles post-glaciaires des plaines alluviales plus tôt qu'on ne le pensait jusqu'à maintenant. Depuis le Moyen-Âge des cas précis d'opération de modification des cours d'eau sont des pratiques courantes.

Dans la période récente de la culture dans les plaines alluviales il y eut déjà, avant les régularisations de cours d'eau du 19^{ième} siècle, de fortes interventions humaines dans les plaines alluviales. D'importants systèmes fluviaux furent déviés, par exemple dans le cas du Rhin supérieur. Des digues changèrent de façon durable la structure de l'exploitation dans les plaines alluviales. Des forêts de plaine alluviale furent très souvent transformées en champs cultivés sous la pression de la mise en valeur agricole et la structure des forêts alluviales subsistantes fut profondément modifiée. On a pu chiffrer de façon précise, dans le cas de sections particulières de cours d'eau, l'énorme perte en surface de forêts des plaines alluviales entre 1740 et 1800.

La tradition de biotope des forêts alluviales des bords de l'Elbe et de la région de Leipzig existe depuis nettement plus longtemps que sur les bords du Rhin et du Danube dans la région de Neuburg. Pour le Rhin supérieur et le Danube les corrections de cours d'eau ont eu en premier lieu pour conséquence la constitution des forêts alluviales actuelles.

En fonction de la progression des corrections de cours d'eau du 19^{ième} siècle et des aménagements de cours d'eau du 20^{ième} siècle les forêts alluviales en Allemagne et dans les pays voisins se sont transformées et reconstruites avec une diversité considérable en essences forestières à l'échelle européenne. Dans ce processus les systèmes sylvicoles sont passés pour la plupart du taillis simple à la futaie en passant par le taillis sous futaie. De l'analyse historique du paysage dans les zones de plaines alluviales et de forêts de plaines alluviales on peut trouver des incitations à la protection de la nature et à la protection des phénomènes d'inondation. Des domaines de recherche ouverts sont esquissés pour quelques unes des plaines alluviales et forêts de plaine alluviale de l'Europe moyenne.

R.K.

9. Danksagung

Für die zahlreichen Hinweise bei den Archivstudien möchten wir uns bei den Mitarbeitern des Stadtarchivs Leipzig, des Hauptstaatsarchivs Dresden, des Landesarchivs Oranienbaum, des Generallandesarchivs Karlsruhe, des Landesarchivs Speyer, des Hessischen Staatsarchivs Darmstadt, des Österreichischen Staatsarchivs Wien, der Bibliothèque nationale de France in Paris sowie der Stadtarchive in Breisach, Neuenburg, Rastatt und Worms bedan-

ken. Außerdem gilt Herrn ANDREAS SICKERT, Abt. Stadforsten der Stadt Leipzig, dem verstorbenen Herrn HELMUT BRAUS, früheres Rheinforstamt Kenzingen sowie seinem Nachfolger ULRICH ROTHFUSS, sodann Herrn HEINZ WICHT, Rheinforstamt Rastatt sowie den Mitarbeitern des Biosphärenreservates „Mittelbe“ für ihre Informationen und die Bereitstellung zusätzlicher historischer Quellen besonderer Dank. Ebenso möchten wir den anonymen Reviewern für ihre sehr wertvollen Hinweise danken. Diese Arbeit wurde teilweise gefördert vom Kultusministerium Sachsen-Anhalt (FKZ: 3039A/0088G).

10. Literatur

- ANDERSON (1927): Einwirkungen des Hochwassers auf Forstgehölze. Mitt. Deutschen Dendrologischen Gesellschaft **38**: 255–256.
- BAUER, F. W. (1951): Die Überführung der badischen Auenwäldungen in Hochwald. Verlag der Landesforstverwaltung Freiburg, Freiburg i. Br.
- BECKER, B. (1982): Dendrochronologie und Paläoökologie subfossiler Baumstämme aus Flussablagerungen. Ein Beitrag zur nacheiszeitlichen Auenentwicklung im südlichen Mitteleuropa. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien.
- BECKER, B. (1983): Postglaziale Auwaldentwicklung im mittleren und oberen Maintal anhand dendrochronologischer Untersuchungen subfossiler Baumstammablagerungen. Geol. Jb. A **71**: 45–59.
- BEHRE, K.-E. (1985): Die ursprüngliche Vegetation in den deutschen Marschgebieten und deren Veränderung durch prähistorische Besiedlung und Meeresspiegelbewegungen. Verh. Ges. f. Ökologie **13**: 19–23.
- BEHRE, K.-E. (1999): Vegetationsgeschichte und Paläoökologie - ihre Beiträge zum Verständnis der heutigen Vegetation. Ber. Reinhold-Tüxen-Ges. **11**: 245–266.
- BNL (Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege) (1998): Das Naturschutzgebiet Taubergießen. Freiburg.
- BÖHME, H.-J. und C. BECKER (1995): Die Leipziger Gewässer von der Jahrtausendende bis zur Gegenwart. Neue Ufer **3**: 1–64.
- BRAUN, B. und W. KONOLD (1998): Kulturgeschichte und Bedeutung der Kopfweiden in Südwestdeutschland. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher.
- BRECHER (1897): Über das Verhalten einiger Holzarten im Überschwemmungsgebiet der Elbe. Zeitschrift f. Forst- und Jagdwesen **29**: 287–291.
- CARBIENER, R. (1974): Die linksrheinischen Naturräume und Wäldungen der Schutzgebiete von Rhinau und Daubensand (Frankreich). In: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): Das Taubergießengebiet. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs **7**: 438–535.
- CASPERS, G. (1993): Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur Flußauenentwicklung an der Mittelweser im Spätglazial und Holozän. Abh. Westf. Mus. Naturk. **55**: 1–101.
- COLDITZ, G. (1994): Auen, Moore, Feuchtwiesen: Gefährdung und Schutz von Feuchtgebieten. Basel.
- CUPPENBENDER, G. (1992): Wiederentwicklung eines naturnahen Auenwaldes in der Rheinaue. LÖLF-Mitt. **4**: 35–40.
- DAMBECK, R. (2005): Beiträge zur spät- und postglazialen Fluss- und Landschaftsgeschichte im nördlichen Oberrheingraben. Diss. Univ. Freiburg.
- DAY, F., S. WEST und E. TUPACZ (1988): The influence of ground-water dynamics in a periodically flooded ecosystem, the great dismal swamp. Wetlands **8**: 1–13.
- DILGER, R. und V. SPÄTH (1988): Konzeption natur- und landschaftsschutzwürdiger Gebiete der Rheinniederung des Regierungsbezirkes Karlsruhe („Rheinauenschutzkonzeption“). Gutachten. (unveröffentlicht)
- DISTER, E. (1980): Geobotanische Untersuchungen in der hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Diss. Univ. Göttingen.
- DISTER, E. (1985): Zur Struktur und Dynamik alter Hartholzauenwälder (Querco-Ulmetum lssl.24) am nördlichen Oberrhein. Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **123**: 13–31.
- DISTER, E. (1981): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen in lehmigen Standorten. Verh. Ges. f. Ökologie **10**: 325–336.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl., Stuttgart.
- EU (1992): Richtlinie des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (92/43/EWG) vom 21. Mai 1992, AB I. Nr. L 206. S. 7.
- FINSTERER, A. (2000): Historische Erkundung: Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt. Stadt Ingolstadt, Landratsamt Neuburg-Schrobenhausen. (unveröffentlicht).
- FIRBAS, F. (1949): Waldgeschichte Mitteleuropas. Jena.
- FRENZEL, B. (1995): Exkursion C 10 des 14. internationalen INQUA-Kongresses. Holzartenfunde in nacheiszeitlichen Kieslagern von Donau und Rhein.
- GEISER, R. (1980): Grundlagen und Maßnahmen zum Schutz der einheimischen Käferfauna. Schriftenr. Naturschutz u. Landschaftspflege **12**: 71–80.
- GERKEN, B. (1988): Auen – Verborgene Lebensadern der Natur. Freiburg.

- GLAESER, J. (2005): Untersuchungen zur historischen Entwicklung und Vegetation mitteldeutscher Auenwälder. UFZ-Dissertation **9**: 1–163.
- GLAESER, J. und P. A. SCHMIDT (2007): Zur historischen Entwicklung des Baumartenbestandes von Hartholz-Auenwäldern – dargestellt am Beispiel des Leipziger Auenwaldes. Allg. F. u. J. Ztg. **178**: 90–97.
- GLAESER, J. (2008): Mitteldeutsche Hartholz-Auenwälder. Historische Entwicklung und Vergleich der Vegetation alter und neuer Waldstandorte. Saarbrücken.
- GUTTE, P. und A. SICKERT (1998): der Leipziger Auenwald – Bestand und Pflege. Mitt. Landesverein Sächs. Heimatschutz **2**: 80–85.
- GROSSER, K.-H. (1994): Gedanken zur Restitution des Waldes im Unteren Odertal. Naturschutz u. Landschaftspf. Brandenburg **2**: 9–12.
- HAASE, D. und H. NUISS (2003): Does urban sprawl drive changes in the water balance and policy? The case of Leipzig (Germany) 1870–2003. Landscape and Urban Planning **80**: 1–13.
- HAARNAGEL, W. (1969): Die Ergebnisse der Grabung auf der ältereisenzeitlichen Siedlung Boomburg/ Hatzum, Kreis Leer, in den Jahren von 1965–1967. Neue Ausgrabungen und Forschungen in Niedersachsen **4**: 58–97.
- HELLWIG, M. (2000): Auenregeneration an der Elbe. Diss. Univ. Hannover.
- HENRICHFREISE, A. (1989): Optimale Dauer und Höhe regelmäßiger Überschwemmungen des Rheinwaldes in den Hochwasserrückhaltebecken Altenheim I und II. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Bundesamt für Naturschutz. Bonn.
- HENRICHFREISE, A. (2007a): Beeinträchtigung von Auen durch Staustufen und Möglichkeiten ihrer Reaktivierung. Naturschutz und Biologische Vielfalt **39**: 165–179.
- HENRICHFREISE, A. (2007b): Das autotypische Wasserregime als Grundlage für eine Reaktivierung von Auen. Ber. Freiburger Forstl. Forschung **70**: 59–67.
- HEMPEL, W. (1983): Ursprüngliche und potentielle natürliche Vegetation in Sachsen – eine Analyse der Entwicklung von Landschaften und Waldvegetation. Diss. B. TU Dresden.
- HESMER, H. und F. G. SCHRÖDER (1963): Waldzusammensetzung und Waldbehandlung im niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und in der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. Dechaniana, Beiheft **11**: 1–304.
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. Jahrbuch Naturschutz und Landschaftspflege **31**: 21–51.
- HILLER, A., T. LITT und L. EISSMANN (1991): Zur Entwicklung der jungquartären Tieflandstäler im Saale-Elbe-Raum unter besonderer Berücksichtigung von 14C-Daten. Eiszeitalter und Gegenwart **41**: 26–46.
- HOFMANN, G., M. JENSSEN, U. POMMER, D. TREICHEL und R. BURYAN (2005): Auenwälder und Leitbild einer Auenwald-Initialisierung im Nationalpark Unteres Odertal. Beitr. Forstwirtschaft. Landschaftsökol. **39**: 49–71.
- HÜGIN, G. und A. HENRICHFREISE (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. Schriftenreihe für Vegetationskunde **24**: 1–48.
- KAPPEN, L. und E.-D. SCHULZE (1979): Auenwaldreste des Mains im Garstädter Holz und Elmuß bei Schweinfurt (Unterfranken). Mitt. Floristisch-Soziologischen Arbeitsgem. **21**: 181–195.
- KIENITZ, E. (1936): Wandlungen des Holzartenbildes im sächsischen Staatswalde seit dem 16. Jahrhundert, mit Ausblick auf die Pollenanalyse (Zunächst dargestellt an den Forstinspektionsbezirken Eibenstock und Grimma). Tharandter Forstl. Jb. **87**: 1–2.
- KLAUSNITZER, U. und P. A. SCHMIDT (2002): Vegetationskundliche Charakterisierung von Waldbeständen auf Hartholzauestandorten. Forstwiss. Beitr. Tharandt **17**: 123–154.
- KLOSE (1927): Die Hochwasserschäden 1926 in den schlesischen Forsten. (Das Verhalten der einzelnen Holzarten gegenüber dem Hochwasser des vergangenen Jahres.) Jb. Schles. Forstverein. 134–177.
- KNÖRZER, K. H., R. GERLACH, J. MEURERS-BALKE, A. J. KALIS, U. TEGTMEIER, W. D. BECKER und A. JÜRGENS (1999): Pflanzenspuren. Archäobotanik im Rheinland. Rheinisches Amt für Bodenpflege **10**: 11–66.
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. Ang. Landschaftsökologie **65**: 1–327.
- KONOLD, W. (1996): Die Veränderungen einer Flusslandschaft. Das Beispiel Obere Donau. In: KONOLD, W. (Hrsg.): Naturlandschaft-Kulturlandschaft. 201–228.
- KONOLD, W. (1998): Landnutzung und Naturschutz in Auen- Gegensatz oder sinnvolle Kombination. Wasser und Boden **50/4**: 50–54.
- KORTFUNKE, CH. (1992): Über die spät- und postglaziale Vegetationsgeschichte des Donaumooses und seiner Umgebung. Stuttgart.
- KÜSTER, H. (1998): Geschichte des Waldes. Von der Urzeit bis zur Gegenwart. München.
- KUNTZE, O. (1867): Taschen-Flora von Leipzig. Leipzig.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2000): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte 1:200.000. Ber. Landesamtes Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderh. **1**: 1–230.
- LANGE, O. (1959): Die geschichtliche Entwicklung des Leipziger Stadtwaldes. Diss. Univ. Freiburg i. Br.
- LECHNER, A. (2005): Paläoökologische Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen Vegetations-, Moor- und Flussauenentwicklung im Oberrheintiefland. Diss. Univ. Freiburg i. Br.
- LEIDEL, G. und M. R. FRANZ (1998): Altbayerische Flusslandschaften an Donau, Lech, Isar und Inn. Handgezeichnete Karten des 16. und 18. Jahrhunderts aus dem Bayerischen Hauptstaatsarchiv: 103–105.
- LEYER, I. (2004): Effects of dykes on plant species composition in a large lowland river floodplain. River Research and Applications **20**: 813–827.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2000): Vom Wildstrom zur Trockenaue. Naturschutz-Spektrum **92**: 1–496.
- LIBBERT, W. (1941): Die Oder-Auenwälder bei Frankfurt. Der Märkische Naturschutz. Mitteilungen aus Berlin und der Mark **46**: 389–394.
- LÜNING, J. und P. STEHLI (1989): Die Bandkeramik in Mitteleuropa. Von der Natur- zur Kulturlandschaft. Spektrum der Wissenschaft **94**: 78–88.
- LÜNING, J. (2000): Steinzeitliche Bauern in Deutschland – Die Landwirtschaft im Neolithikum. Universitätsforschung zur prähistorischen Archäologie **58**: 1–123.
- LÜNING, J. (2002): Grundlagen sesshaften Lebens. In: FREEDEN, U. und S. SCHNURBEIN (Hrsg.): Spuren der Jahrtausende. Archäologie und Geschichte in Deutschland. 108–139.
- MACKENTHUN, G. (2002): Die Gattung *Ulmus* in Sachsen. Forstwiss. Beitr. Tharandt **9**: 1–296.
- MANZANO, C. (2007): Auen-Nationalparks als Zielsysteme. Das Beispiel des Nationalpark Donau-Auen. Ber. Freiburger Forstl. Forschung **70**: 33–40.
- MARGRAF, C. (2004): Die Vegetationsentwicklung der Donauauen zwischen Ingolstadt und Neuburg. Hoppea, Denkschrift der Regensburger Botanischen Gesellschaft **65**: 295–703.
- MARX, J. (2001): Dynamik und Interaktion der Elbe und ihrer Aue. – In: LAU (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. – In. Ber. Landesamtes Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **3**: 29–53.
- MATHEWS, M. (1997): Pollenanalytische und pflanzensoziologische Untersuchungen in der Flußauenlandschaft der mittleren Elbe. Diss. Univ. Hannover.
- METAN, M. (2002): Geschichte des Stadtwaldes Lenzen (Elbe) 1648–1900. Einflüsse der Stadtgeschichte und der Nutzung der Lenzener Elbtalau auf seine Entwicklung. Diplomarbeit (unveröffentlicht).
- MINCKWITZ, W. (1954): Waldgeschichtliches aus dem Schwarzerde-Eichengebiet zwischen Elbe und Harz. Archiv Forstwesen **3**: 105–121.
- MOUNTFORD, J. O. und J. M. CHAPMAN (1993): Water regime requirements of British wetland vegetation: using the moisture classification of Ellenberg and Londo. Journal of Environmental Management **38**: 275–288.
- MÜLLER, N. (1995): Wandel von Flora und Vegetation nordalpiner Wildflusslandschaften unter dem Einfluss des Menschen. Berichte der ANL **19**: 1–187.
- MÜLLER-STOLL, W. R. (1936): Untersuchungen urgeschichtlicher Holzreste nebst Anleitung zu ihrer Bestimmung. Praehistorische Zeitschrift **1/2**: 1–57.
- MÜLLER-STOLL, W. R. und H. SÜSS (1966): Der Gehölzbestand der Auenwälder nach subfossilen Holzresten aus holozänen Sedimenten der mitteldeutschen Flußauen. Die Kulturpflanze **14**: 201–233.
- NIPKOW, A. (2000): Die Avifauna der badischen Trockenaue. In: LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG): Vom Wildstrom zur Trockenaue. Naturschutz-Spektrum **92**: 195–216.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV. Wälder und Gebüsche. Jena, Stuttgart, New York.
- OEHME, R. (1961): Der deutsche Südwesten im Bild alter Karten. Konstanz und Stuttgart.
- POTT, R. und J. HÜPPE (2001): Flussauen- und Vegetationsentwicklung an der mittleren Ems. Abh. Westf. Mus. Naturk. **63**: 5–119.
- RÖSCH, M. (1987): Der Mensch als landschaftsprägender Faktor des westlichen Bodenseegebietes seit dem späten Atlantikum. Eiszeitalter und Gegenwart **37**: 19–29.
- RÖSCH, M. (1991): Zum Stand der vegetationsgeschichtlichen Erforschung des Spätwürms und des Holozäns im Bereich Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. Archäol. Inform. **17**: 20–24.
- RÖSCH, M. (1994): Gedanken zur Auswirkung prähistorischer Holznutzung auf Wälder und Pollendiagramme. Diss. Bot. **234**: 447–471.
- RÖSCH, M. (2000): Anthropogener Landschaftswandel in Mitteleuropa während des Neolithikums. Germania **78**: 293–318.
- SCHAARSCHMIDT, H. (1989): Leipzigs Walnüsse, Flügelnüsse und Hickories (Juglans, Pterocarya und Cyclocarya, Carya; Juglandaceae). Veröffentl. Naturkundemus. Leipzig **6**: 31–47.
- SCHAFFRATH, J. (1996): Zur Erhaltung und Wiederentwicklung von Auwäldern im brandenburgischen Odertal. Naturschutz u. Landschaftspf. Brandenburg **3**: 22–28.
- SCHAUER, W. (1970): Beitrag zur Entwicklung der Waldbestockungen im NSG Steckby-Lödderitzer Forst. Archiv Forstwesen **19**: 525–541.
- SCHMIDT, P. A., W. HEMPEL, M. DENNER, N. DÖRING, A. GNÜCHTEL, B. WALTER und D. WENDEL (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200 000. Dresden.

- SCHMIDT, W. (2002): Aktuelle Schutz- und Nutzungssituation der Hartholz-Auenwälder im Bereich der mittleren Elbe. *Wald in Sachsen-Anhalt* **11**: 13–24.
- SMETTAN, H. (2005): Südwestdeutschland in der Antike – Die Rekonstruktion der Umwelt. In: Imperium Romanum. Roms Provinzen an Neckar, Rhein und Donau. Archäologisches Landesmuseum, Esslingen am Neckar: 39–43.
- SPÄTH, V. (1988): Zur Hochwassertoleranz von Auwaldbäumen. *Natur u. Landschaft* **63**: 312–315.
- SPÄTH, V. (1999): Konzeption zur Entwicklung und zum Schutz der südlichen Oberrheinniederung. Ministerium für Umwelt und Verkehr Bad.Württ. (Hrsg.). Materialien zum Integrierten Rheinprogramm. *Lahr* **10**: 1–228.
- SPÄTH, V. und A. REIF (2000): Auewälder am Oberrhein – Ihre Geschichte, ihre Nutzung, ihre Zukunft. *Der Bürger im Staat* **50**: 99–105.
- STREITZ, H. (1967): Bestockungswandel in Laubwaldgesellschaften des Rhein-Main-Tieflandes und der Hessischen Rheinebene. Diss. Univ. Göttingen.
- TEXTOR, H. (2007): Der Auwald des Wittelsbacher Ausgleichsfonds zwischen Neuburg/Donau und Ingolstadt. *Ber. Freiburger Forstl. Forschung* **70**: 41–48.
- TRAXLER, A. (1987): *Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings – Teil A*. Wien.
- UHLEMANN, H.-J. (1999): Historisches vom Strom. Die Oder – ihre Entwicklung vom Natur- zum schiffbaren Strom. Gelsenkirchen.
- VOLK, H. (2000a): Die Rekonstruktion des Auewaldes am Oberrhein – Waldzustand vor der Flusskorrektur (1750–1830). *Freiburger Forstl. Forschung/Ber.* **21**: 68–87.
- VOLK, H. (2000b): Die Rheinauewälder bei Karlsruhe vor und nach der Rheinkorrektur. *Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung* **40**: 35–61.
- VOLK, H. (2000c): Neue Ergebnisse der Auewaldforschung am Rhein. *Angewandte Landschaftsökologie* **37**: 23–32.
- VOLK, H. (2001): Auewaldforschung am Rhein – Welche Wälder sind aue-typisch? *Natur u. Landschaft* **76**: 520–529.
- VOLK, H. (2002): Zur Natürlichkeit der Esche (*Fraxinus excelsior* L.) in Flussauen Mitteleuropas. *Forstwiss. Centralbl.* **121**: 128–137.
- VOLK, H. (2003): Ökosysteme der Rheinaue bei Neuenburg. *Forst und Holz* **21**: 642–646.
- VOLK, H. (2005): Wie der Rhein nach Deutschland verlegt wurde. Großräumige Landschaftsveränderungen am Oberrhein nach 1700 zwischen Karlsruhe und Basel. *Forstarchiv* **76**: 165–176.
- VOLK, H. (2006): Alter der Kulturlandschaft und Natürlichkeit der Baumarten in der Rheinaue. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **38**: 245–250.
- VOLK, H. (2007a): Die Entwicklung der Rheinaue vor und nach der Rheinkorrektur. Fluss, Siedlung und Landnutzung bei Neuenburg. *Das Markgräflerland* **2**: 85–109.
- VOLK, H. (2007b): Landschaftsentwicklung in der Oberrheinaue - Rheinkorrektur und Auewälder. *Naturschutz und biologische Vielfalt* **39**: 183–209.
- VOLK, H. (2007c): Landschaftsökologische Grundlagen zu Naturschutzziele für Europäische Flussauen und ihre Auewälder. *Ber. Freiburger Forstl. Forschung* **70**: 8–38.
- VOLK, H. (2007d): Untersuchungen über den Anteil der Auewälder an der Landnutzung in der Elbaue von 1630–2007, Abschnitte Pillnitz-Dresden-Meißen und Lauenburg. *Manuskript*. (unveröffentlicht).
- VOLK, H. (2008): 350 Jahre Umbau der Landschaft in der Oberrheinaue. Entwicklungen bei Breisach (Deutschland) und Rhinau (Frankreich). *Badische Heimat* **88**: 1, 6–26.
- WILLERDING, U. (1960): Beiträge zur jüngeren Geschichte der Flora und Vegetation der Flußauen, Untersuchungen aus dem Leinetal bei Göttingen. *Flora* **149**: 435–477.
- WWF DEUTSCHLAND (2000): *Oder-Auen-Atlas*.

Observing the effects or rapid industrialization, on forestry and pastures by remote sensing

(With 6 Figures and 2 Tables)

By H. YILDIRIM¹, M. E. ÖZEL², A. AKÇA³ and M. ÖZDEMİR²

(Received November 2008)

KEY WORDS – SCHLAGWORTER

Satellite remote sensing; geographic information systems; image classification; temporal LC/LU changes; loss in vegetation cover; forestry and pastures; rapid industrialization and population growth.

Satellitenfernerkundung; geographische Informationssysteme; Klassifikation; Vegetation- und Landnutzungsveränderungen; Verluste in Vegetation-, Forstwirtschaft- und Weideflächen; rapide Entwicklung der Industrialisierung und Bevölkerungswachstum.

1. INTRODUCTION

Since the 1970's, analyses of multi-temporal high resolution satellite images have become a strong tool for monitoring the environment affected by urban expansion, vegetation cover, soil degradation, and several types of land-cover/land-use (LC/LU) changes. Uses of space-based techniques allow one to obtain valuable information in relatively short time intervals and in cost-effective and objective ways. Satellite image classification and resultant LC/LU

maps with proper specifications serve as an essential database for planning, monitoring and administrative actions. The integration of such data into a geographic information system (GIS) offers a wider range of new perspectives for the monitoring of changes, their evaluation and interpretation, in combination with auxiliary digital information (HUSS et al., 1984; LILLESAND and KIEFER, 1994; AKÇA, 1989; YILDIRIM and AKÇA, 1995; ÖZEL et al., 1999).

Uncontrolled and unregulated construction and industrialization activities with parallel urbanization efforts have always presented difficult problems for planning and presumably sustainable development efforts, for which the preservation and protection of forestry and pasture areas is an important element, over many years and in many part of the world. The present work provides a digital documentation of such LC/LU changes due to rapid industrialization and related population growth. A pilot area (of 105 km² in area) was chosen within Gebze County of Kocaeli Province for which a development plan was carried out at the beginning of our study. (This was also the main reason of choice of the pilot area for the study.) The county also lies in the immediate eastern border of Province of Istanbul, the greatest metropolitan area of Turkey.

By use of multi-temporal satellite images, comparisons were made between the land-use patterns at different times over an interval of 2 decades and between the land-use distributions projected

¹) Kocaeli University, Izmit, Turkey.

E-Mail: hulya.yildirim@kocaeli.edu.tr

²) Çanakkale OM University Çanakkale-Turkey.

³) Institut für Forsteinrichtung, Universität Göttingen, Göttingen, Germany.

by the regional administration for the same area with special attention to forestry and pastures.

2. MATERIAL AND METHOD

The study area was a parallelogram shaped region in the southern coast of Kocaeli Peninsula (north-western Anatolia), with an area of 105 km² (excluding the sea surfaces). The area is centered at the approximate coordinates of (41° N, 29° E) and includes completely the fast growing city of Gebze, also the center of the county with a population of 270000 in 2005 (see *Fig. 1*). Gebze city itself is halfway between the two major cities of metropolitan Istanbul (pop.10 million) and the capital of Kocaeli Province Izmit (pop. 300000).

Four satellite images from the years 1986, 1993, 1998 and 2005 covering the target interval and a map of land use planning projection for the area, prepared in 1986 (*Fig. 2*), were used for comparisons and analysis. Resultant measurements were obtained through the use of "ERDAS Imagine" image processing software. The maximum likelihood (ML) method was the main tool of classification. Main image classes and subclasses used in all images and their nomenclature were as follows:

- (1) Forestry, which was further divided into DENSE FOREST and OPEN FOREST/ subclasses, sometimes combined as FOREST or FOREST-ALL;
- (2) Agriculture areas and pastures to be combined under the class 'PASTURE';
- (3) Industry and Road areas combined under the term 'INDUSTRY';
- (4) Urban areas, with subclasses of URBAN and URBAN GREEN, combined as URBAN;
- (5) Sea and water surfaces under the class 'WATER'.

These classes were sometimes further combined into wider classes of 'NATURAL' for FOREST and PASTURE and 'MANMADE' for INDUSTRY and URBAN.

ARC/INFO was used as the geographic information system (GIS) to integrate and jointly analyze all the images and maps brought to same scales for image registration. Analysis were then carried out by comparing the classification results for these years with each other and with the 1/25000 scale planning/forecasting map (referred as 'FORECAST') of the pilot area within the Gebze county, dated 1986.

3. RESULTS

Results from the present analysis will be presented under LC/LU statistics for the years of images with intercomparisons that will be followed by an error analysis and a future projection attempt to 2010, to be followed by the "Conclusions" as the last section.

3.1 LC/ LU Statistics for years 1986, 1993, 1998 and 2005.

In *Table 1* the areal sizes and their percentages for the considered LC/LU classes, in the years 1986, 1993, 1998 and 2005 are summarized for the entire project area. As an example of classification maps prepared and used for the analysis are given in *Fig. 3* for 1986 and in *Fig. 4* for 2005.

The coverage in the region at the beginning of our analysis (1986), was overwhelmingly (70%) "NATURAL", (i.e., classes FOREST and PASTURE areas combined), while artificial surfaces collected under "MANMADE" (a combination of INDUSTRY and URBAN classes) were about 30%. In 1993, after 7 years, we have seen that, natural coverages have already decreased to 51%, that is, about a third of the "NATURAL" area was lost to "MANMADE" classes. Within this, the INDUSTRY itself had increased by about

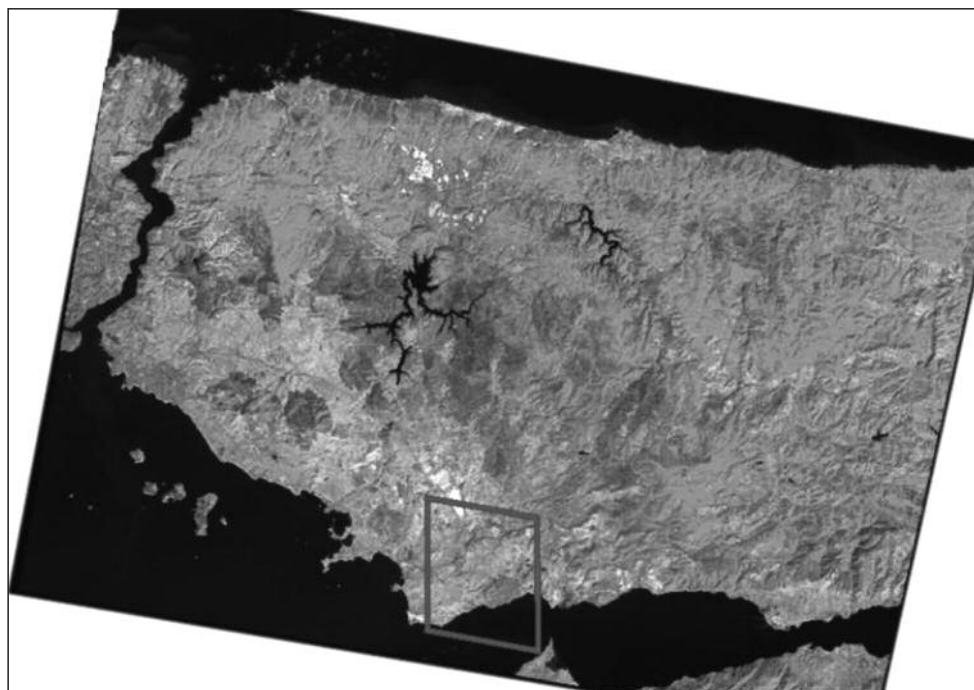


Fig. 1

Location of Gebze Pilot area (the parallelogram) in Marmara Region, on the 1998 IRS satellite image. Black Sea to the north, Istanbul Strait is at left while Izmit Bay to the south of the image.

Lage des Untersuchungsgebiets Gebze in Marmara Region, IRS Satellitenbild 1998.
Schwarzmeer im Norden, Istanbul links und Meeresbucht Izmit im Süden.

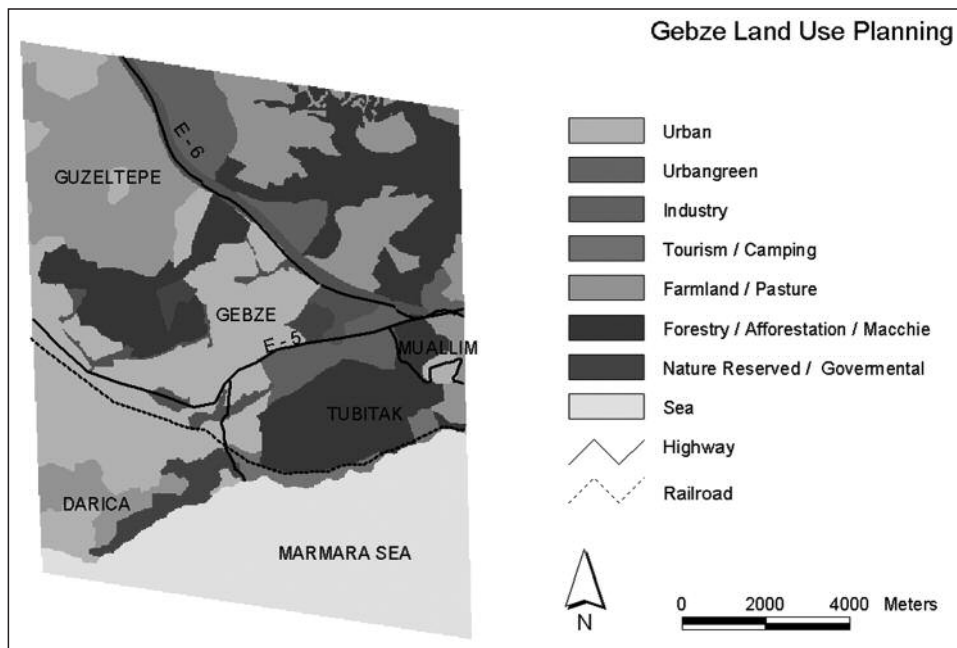


Fig. 2

Gebze area LC/LU planning made in 1986, used in the present analysis (courtesy of Gebze County Governorship, 1986)

Landnutzungsplan 1986 im Untersuchungsgebiet Gebze (freundlicherweise zur Verfügung gestellt von der Stadtverwaltung Gebze).

4-fold in representing a strongest pressure over the “NATURAL” areas.

In the years after 1993, the trend has continued and “MAN-MADE” coverages have increased to 55% in 1998 (4% in 5 years) and to 63% in 2005 (8% in 7 years). The areal lost to artificial coverages in units of area per year (or km²/yr), indicates that the rate of industrialization and urbanization has actually decreased, from a 2.86 km²/yr level between 1986–1993 to less than half of this value of 1.26 km²/yr in the 1998–2005 interval, which could be attributed to the devastating effects of the 1999 Marmara Earthquake.

One more result not directly seen in this picture is the fact that forest areas, which were protected under strong constitutional rules, were partly consumed by INDUSTRY areas in the region during the last epoch after the earthquake (of 1999). We consider this another aspect of recovery efforts, i.e., a loosening of strong legal restrictions related to forests, after the earthquake.

A time plot for the main LC/LU classes percent values over the two decades is given in Fig. 5. This visualization helps us to see the trends in various classes and how they are tied to each other (see the next Chapter).

Tab. 1

LC/LU classes in the area in 1986, 1993 1998 and 2005 (**).

Vegetations- und Landnutzungsklassen des Untersuchungsgebiets in 1986, 1993, 1998 und 2005.

Years	Planned 1986		1986		1993		1998		2005		2010		
	Km ²	%	Km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	
Urban	33.8	32.0	28.3	26.9	39.3	37.3	37.9	35.9	42.0	40.1	44.1	42.0	
Industry	11.6	11.0	3.2	3.1	12.3	11.6	19.7	18.7	24.4	23.3	26.3	25.0	
D.Forest	30.6	29.0	2.8	31.0	2.7	9.4	8.9	20.8	19.7	20.3	19.4	20.0	19.0
O.Forest			29.9		28.3	27.5	35.0	26.1	16.3	35.2	15.5	10.0	29.0
Pasture	29.5	28.0	41.2	39.0	17.0	16.1	10.7	10.1	8.0	7.6	5.3	6.0	
Total	105.5	100	105.5	100	105.5	100	105.5	100	105.5	100	105.5	100	
Combined classes													
'MAN-MADE' Covers	45.4	43.0	31.6	30.0	51.6	48.9	57.6	54.6	66.4	63.4	70.4	67.0	
'NATURAL' Covers	60.1	57.0	73.9	70.0	53.9	51.1	47.9	45.4	38.3	36.6	34.7	33.0	
'FOREST-ALL'	30.6	29.0	32.7	31.1	105.5	35.0	37.1	35.2	30.3	28.9	29.4	28.0	

* D. Forest = Dense Forest, O. Fores. = Open Forest

(**) Percentages refer to the total size of the study area, 105.5 square kilometers.

**3.2 Classification errors by contingency tables:
The sample for 1998**

One-way to assess the classification errors in a GIS-type environment is by the so-called 'contingency tables' (LILLESAND and KIEFER, 1994). *Table 2* shows the results for the year 1998 only as

an indicator of general levels of accuracy in the analysis. Construction of such tables requires extra information about the ground truths for estimations made (through satellite images from LANDSAT with 30 m ground resolution). A high resolution (6 m) multi-color image from the Indian Remote Sensing (IRS) satellite, (contemporary with the 1998 LANDSAT TM image) is used as the

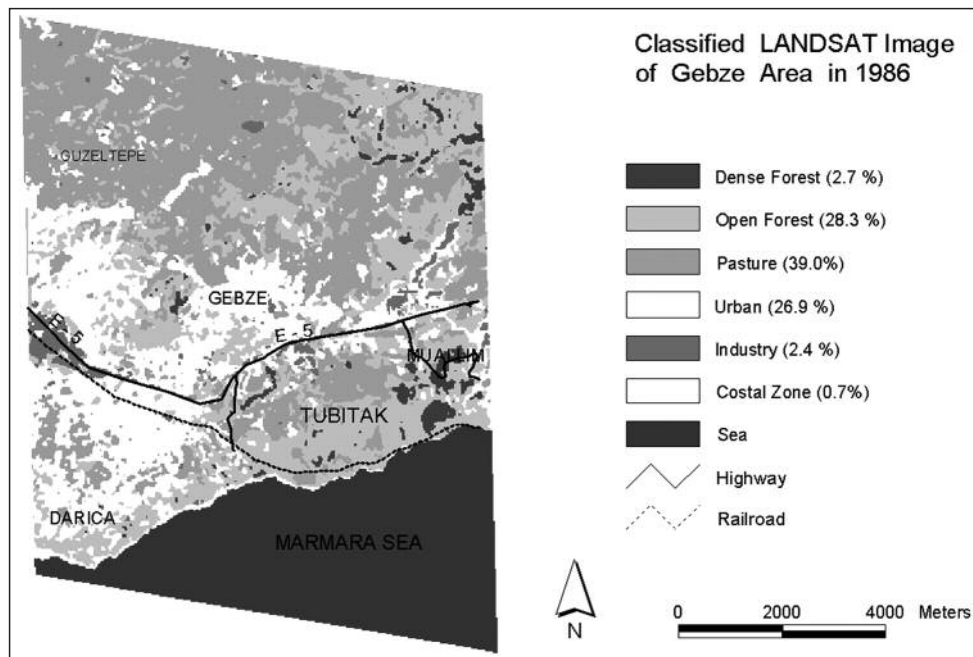


Fig. 3

LC/LU Classification of Gebze area in 1986 (LANDSAT TM).

Klassifikation des Untersuchungsgebiets Gebze 1986 (LANDSAT TM).

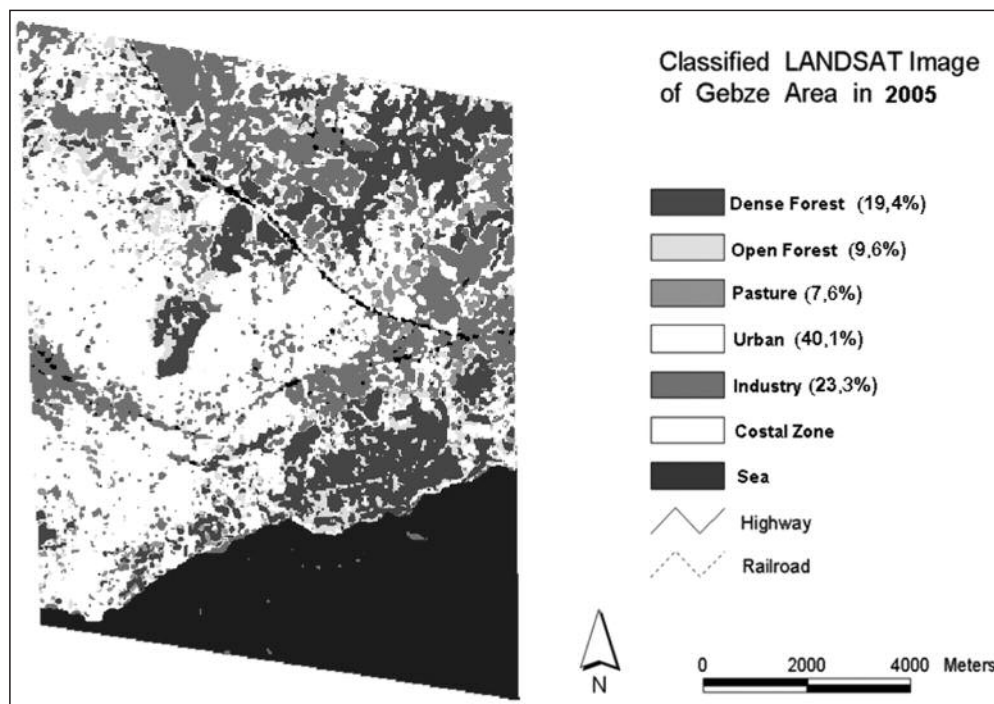


Fig. 4

LC/LU Classification of Gebze area in 2005 (LANDSAT-TM).

Klassifikation des Untersuchungsgebiets Gebze 1986 (LANDSAT TM).

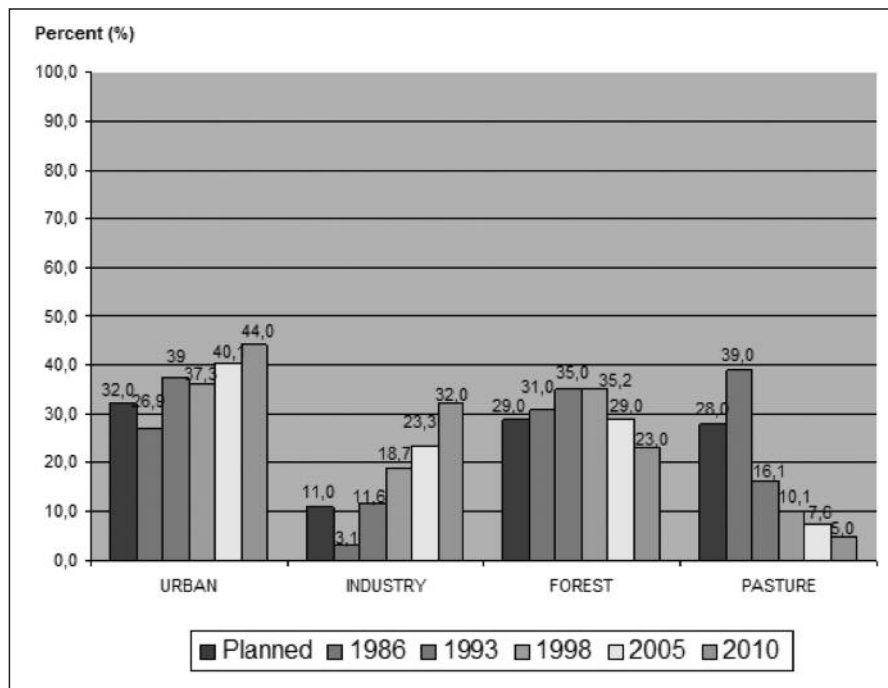


Fig. 5

Changes in the % values of main LC/LU classes, discussed in the text, over the years between 1986–2005, including 1986 planning as well as 2010 forecast, as bar charts.

Prozentuale Veränderungen von Vegetations- und Landnutzungsklassen zwischen 1986 und 2005 einschließlich Planung 1986 und Schätzung 2010.

Tab. 2

Contingency table for 1998 LC/LU classification results.

Kontingenztabelle für Klassifikationsergebnisse 1998.

CLASSES	Urban	Industry	Dense forest	Open forest	Pasture	TOTAL	User's Accuracy
Urban	41.8%	5.5%	0.9%	0.5%	0.2%	49.0%	85%
Industry	2.6%	15.8%	0.3%	0.3%	0.2%	19.2%	82%
Dense forest	1.5%	0.5%	15.4%	1.0%	0.0%	18.5%	83%
Open forest	0.4%	0.4%	3.0%	4.2%	0.4%	8.4%	51%
Pasture	1.1%	0.7%	0.2%	0.2%	2.6%	4.7%	54%
TOTAL	47.7%	22.9%	19.8%	6.2%	3.5%	100%	100%
Producer's Accuracy	88%	69%	78%	68%	77%	100%	Overall Accuracy: 80%

'ground truth' to estimate the 'incorrect class assignments' against the 'actual' class values (to be estimated through IRS image). This may not be a full substitute for an actual ground truthing and results will only be indicative of general mixing trends among the LC/LU classes. However, high level of economy achieved as compared to real ground surveying and also due to the compensating nature of 'omission' and 'commission' errors involved, the 'overall accuracy' reached (~80%), is considered as 'representative' and 'reliable'.

In the Table, a number of noticeable differences in individual class behaviors can be observed. The reported "overall accuracy" (80%) is well above the "producer's accuracy" of PASTURE and OPEN FOREST classes. The reason could be the incorrect assignment (confusion) of classes to each other by the ML algorithm. For INDUSTRY, mixing with URBAN is also quite significant (5.5% / 22.9% ~24%), while, for URBAN, the confusion with INDUSTRY

is not high (2.6% / 47.7% ~5%). This is probably due to the fact that, for a newly growing (uncontrolled) industrial 'area', some housing near (or within) the same region rapidly develops, helping to explain the confusion.

3.3 Projections for 2010

As an application of observed trends and accuracy levels achieved by the present analysis described above (see also Fig. 5 and 6), to indicate the changes in 4 main classes (i.e.' FORESTS, PASTURES, INDUSTRY and URBAN), it is also possible to attempt a projection for the year 2010, i.e., 5 years later than the last year of the analysis, using the earlier trends.

The projection from the observed trend around 2005 to the year 2010 shows those INDUSTRIAL areas will further increase, reaching about 40% of all the areas. For the other 'MANMADE' class,

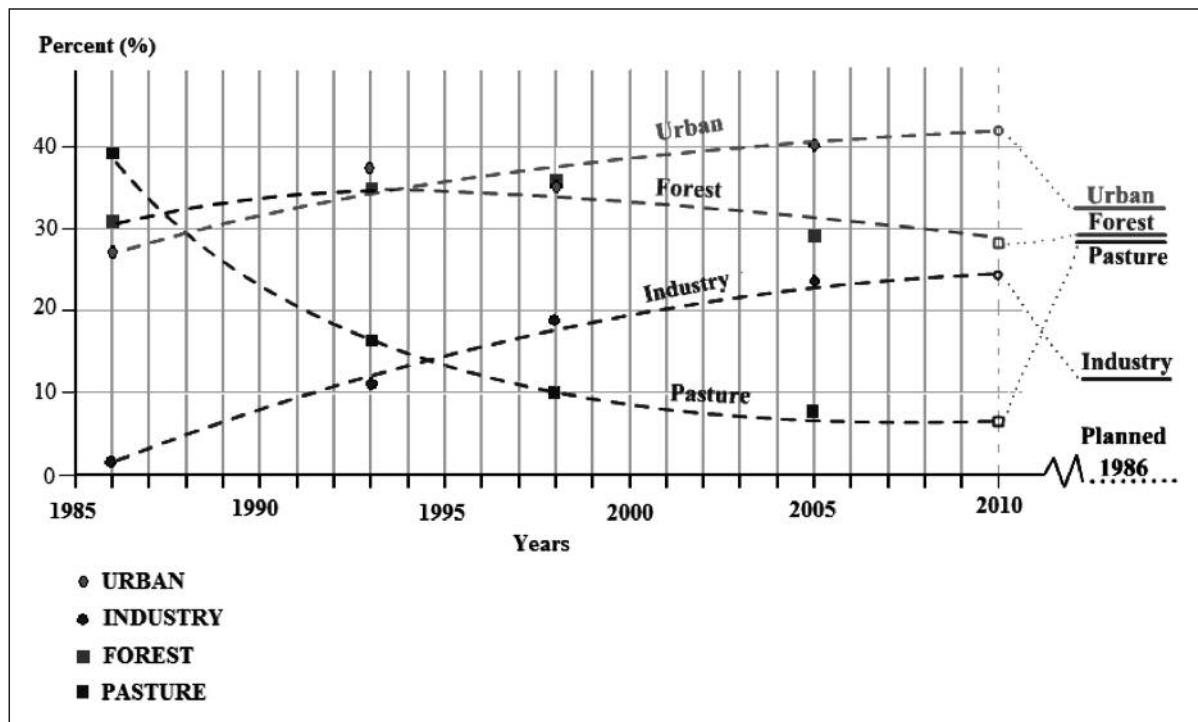


Fig. 6

Changes in the main LC/LU class percentages as a function of time, in years.
Veränderungen von Vegetations- und Landnutzungsklassen nach Jahren.

the URBAN, partly related to rapid industrialization, 2 projections were possible: assumed that urban area will probably be stabilized at the 1998–2005 levels, overall areal percentage in 2010 would be around 40%. If the trend of 1998 to 2005 continues linearly, it may exceed 50% levels. In the first case, which we think to be more likely, the city of Gebze will need to give rise to higher buildings into the third dimension for the accommodation of increasing population. Although FOREST areas may keep their 2005 level (they are still under constitutional protection), the same is not true for PASTURES. This class (which also includes the agricultural lands) is expected to reduce to about 5% of the total area in 2010. This is 1/8 of their 1986 value. Actually, a stabilization level for PASTURES was foreseen as 30% in 1986 planning! Pastures may even be completely washed out in a couple of years beyond 2010. Even the constitutionally protected FOREST areas may reduce down to 20% (from the original of 31% in 1986), under the continuing strong population and industrialization pressures.

4. CONCLUSIONS

Use of satellite images for long term monitoring of selected regions for the change of LC/LU is now a widely applied tool all over the world. It definitely helps to show the way for successful planning and monitoring efforts for an administration. The following conclusions could be drawing from the above analysis:

- (1) The present exercise indicates again that satellite remote sensing and digital image processing combined with information management systems such as GIS form a strong and effective tool for monitoring and assessment of changes, as well as deviations from actual plans in an economic and timely way.
- (2) Long term planning efforts of the past that were not making proper use of the modern tools were observed to be superseded long before their target dates are reached. 1986 planning made for Gebze County has seen its 'over-a-decade' targets to be reached within 5 years. For example, the industrial area plan-

ning was such that in the next decades, INDUSTRY areas would increase by about 5. fold. This target was reached only in 7 years, in 1993. The same is true for URBAN areas. Jointly described as 'MANMADE' class, INDUSTRY and URBAN areas were out of control in less than half the foreseen target time in both total areal coverage as well as their geographical distributions within the planned region. One reason for these quick and unchecked deviations seems to be the lack of modern planning and monitoring techniques (i.e., satellite images and a proper geographic information system) for the control and directing the of plannings made. After an earlier version of this study (YILDIRIM and AKCA, 1995) and the 'unplanned!' 1999 Marmara Earthquake, the Gebze county administration decided to initiate a program for creating and using its own digital land and urban information system based on satellite images and GIS techniques. Its effective use may change some of the 2010 conclusions here, hopefully, in 'environmentally friendly' directions.

- (3) The 1999 Marmara Earthquake which occurred about 1 year after the 1998 TM image used here, can be taken as a new start for a more controlled urbanization / industrialization efforts in the region, in line with sustainable development and efficient planning principles. The earthquake did have its own unexpectedly 'positive' pressure on the use of more modern and effective techniques for LU / LC planning, management and monitoring of large areas, for the regional administrations!
- (4) Although the differences are rather minor, European Union LC/LU classification standards (PERDIGO, 2002) known as CORINE do not fully overlap with the present classification classes. The main reason for this difference is the fact that very rapid industrialization and fast population growth in the area have dictated their own specific classes. (However, if need arises, the present classes can be converted into CORINE classes, with some minor modifications.)

- (5) An exercise of projection to the year 2010 from the observed trends was also undertaken and results were discussed. A check of these projections in and around 2010 would be quite interesting. Effects of use of newly established modern tools for planning office and also the expected stabilization trends apparent in URBAN and/or INDUSTRY classes, for example, could be more firmly established and used for further planning.
- (6) The main loser in all LC/LU classes seems to be the class PASTURE, which may result in the full eradication of this land-cover type. This will have its own, yet unforeseen negative effects over the environment of the region.

5. ABSTRACT

Rapid and uncontrolled industrialization in an area and related population growth require fast assessments for the actual land-cover/land-use (LC/LU) maps and related practices, in order to avoid the overuse and damaging of the landscape beyond sustainability. Growth of industry, brings an increase in population beyond its needs, increasing the housing demands. All these may cause the loss of vegetation cover in the region, mostly of forestry and grassland in the present case (YILDIRIM et al., 1997, 2002). Modern remote sensing and geographic information system (GIS) technologies fit well for the evaluation and long term monitoring of such effects.

In the present case, a region of Gebze County (Kocaeli-Turkey), 50 km east of metropolitan Istanbul is considered as a pilot site for long term monitoring of such rapid changes and their effects on the vegetation cover and environment. The region is observed between 1985–2005, by satellite images and quantified the LC/LU changes. Comparisons were then made among the observed patterns over these years and also between images and the land-use patterns projected by the government planning offices carried out in the region in the start of the interval considered. The LC/LU patterns quickly overshoot the planned industrial and settlement areas in much less than a decade. The research work also includes an interval just before the 17 August 1999 Marmara Earthquake devastated the dwellings and roads in the area to a large extent. Therefore, the results could also be used, for a comparison of before and after-earthquake inventories in many areas. The results in 2005 were indicative of rather fast recovery of the region from the negative effects of earthquake, in many respects. Further, a projection from the observed trends to the year 2010 (the next 5 years) was also made: Industrial areas are expected to increase to about 25% of all the total land area, from a start in 1986, of 2.4% to a 9% in a decade. Forests, although constitutionally protected, also may reduce to 20% (from a starting value of 30%). However the main loser among vegetation cover types was the pasture, which started at 39% in 1986 and is reduced to 5% in 2005. Extrapolation to 2010 is indicative of the possibility that no pasture area would be left in the region.

6. Zusammenfassung

Titel des Beitrages: *Beobachtung der Auswirkungen von rasanter Industrialisierung auf Forst- und Weideflächen mit Hilfe der Fernerkundung.*

Rasante und unkontrollierte Industrialisierung in einer Region und damit einhergehendes Bevölkerungswachstum erfordern eine schnelle Erfassung des aktuellen Vegetations- und Landnutzungszustandes und der Veränderungen zur Vermeidung der Überbeanspruchung und Beschädigung der Landschaft. Das industrielle Wachstum verursacht ein Bevölkerungswachstum, und, öfters mehr als nötig, eine Nachfrage für Siedlungen. Diese können dann zum Rückgang der Vegetation, und in erster Linie der Wald- und Weideflächen (YILDIRIM et al., 1997, 2002) führen. Moderne Fernerkundungs- und Geographische Informationssysteme (GIS) bieten sich

als technische Möglichkeit für Einschätzung und langfristiges Monitoring solcher unerwünschten Entwicklungen an.

Im vorliegenden Fall wird die Umgebung der Industriestadt Gebze in der Provinz Kocaeli, Türkei, 50 km östlich der Großstadt Istanbul, als ein Pilotprojekt für ein langfristiges Monitoring von rasanten Landnutzungsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Vegetationsdecke und Umwelt untersucht. Die Region wurde mit Hilfe von Satellitenaufnahmen zwischen 1985 und 2005 beobachtet und die Vegetations- und Landnutzungsveränderungen erfasst. Vergleiche wurden dann zwischen in der Region beobachteten und amtlich geplanten Landnutzungsstrukturen in der Beobachtungszeitperiode gezogen. Die Verteilung der Vegetationsdecke und Landnutzung haben die geplante industrielle Nutzung- und Siedlungsflächen innerhalb einer Dekade schnell überschritten. Die Untersuchung hat auch das Zeitintervall vor und nach dem Marmara Erdbeben vom 17. August 1999, die Siedlungen und Strassen in weiten Gebieten zerstört hat, erfasst. Die Ergebnisse können daher für Inventurvergleiche vor und nach Erdbeben herangezogen werden. Die Ergebnisse von 2005 sind ebenfalls von Bedeutung für eine rasche Beseitigung der negativen Auswirkungen des Erdbebens. Darüber hinaus wurde ebenfalls eine Projektion der beobachteten Trends für das Jahr 2010 (die nächsten 5 Jahre) vorgenommen: Die Industriegebiete werden sich voraussichtlich auf einen Anteil von 25% im Vergleich zu 1986, von 2.4 auf 9% in einer Dekade, vergrößern. Die Waldflächen werden sich trotz des verfassungsmäßigen Schutzes auch von 30% im Jahre 1986 auf 20% reduzieren. Die flächenweisen Hauptverluste der Vegetationsdecke werden jedoch bei Wiesenflächen zu erwarten sein, und zwar von 39% im Jahre 1986 auf 5% im Jahre 2005. Die Extrapolation auf 2010 zeigt die Möglichkeit, dass keine Wiesenflächen mehr existieren werden.

7. Résumé

Titre de l'article: *Observation par télédétection des effets d'une industrialisation rapide sur la forêt et les pâturages.*

Une industrialisation rapide et non contrôlée d'un territoire et l'augmentation liée de la population demandent une évaluation rapide du rapport entre la couverture au sol et l'utilisation du sol (LC/LU), des cartes et des procédures liées afin d'éviter les abus et les dégâts à l'encontre du paysage au-delà du développement durable. La croissance de l'industrie conduit à une augmentation de la population au-delà de ses besoins, augmentant la demande en logements. Tout ceci peut entraîner la disparition du couvert végétal dans la région, la plupart du temps de la forêt et des prairies dans le cas présent (YILDIRIM et al., 1997, 2002). Les techniques de télédétection moderne et du système d'information géographique (SIG) conviennent bien pour évaluer de tels effets et les surveiller dans le long terme.

Dans le cas présent, une région du Comté de Gebze (Kocaeli-Turquie), à 50 km à l'Est de la métropole Istanbul est prise comme site pilote pour la surveillance sur une longue durée de ces changements rapides et de leur effet sur le couvert végétal et l'environnement. La région a été observée entre 1985 et 2005 par des images obtenues par satellite et on a quantifié les changements du rapport LC/LU entre la couverture au sol et l'utilisation du sol. Des comparaisons ont été faites entre les cas de figures observés au cours de ces dernières années, ainsi qu'entre les images et les schémas d'utilisation du sol envisagés par les organismes de planification gouvernementaux, menés pour cette région au début de la période considérée. Les tendances du rapport LC/LU sont allées rapidement au-delà des surfaces industrielles et d'habitation prévues, en bien moins qu'une décennie. Cette recherche inclut également une période située juste avant que le tremblement de terre de Marmara du 17 août 1999 dévaste en grande partie les habitations et les routes dans cette zone. Par conséquent les résultats pouvaient

aussi être utilisés pour comparer, en beaucoup d'endroits, les observations faites avant et après le tremblement de terre. A bien des égards, les résultats en 2005 indiquaient un rétablissement plutôt rapide de la région vis à vis des effets négatifs du tremblement de terre; en outre à partir des tendances observées on a fait une prévision jusqu'en 2010 (pour les 5 prochaines années): on s'attend à ce que les surfaces industrielles s'accroissent jusqu'à occuper environ 25% de la surface totale au sol, alors qu'elles étaient parties de 2,4% en 1986 pour passer à 9% en une décennie. Les forêts, bien que protégées par la Constitution, peuvent se réduire jusqu'à occuper 20% de la surface (à partir d'une valeur initiale de 30%). Toutefois le principal perdant parmi les types de couverture végétale est le pâturage, qui, parti de 39% en 1986, s'est réduit à 5% en 2005. L'extrapolation jusqu'en 2010 montre qu'il est possible qu'il ne subsiste plus aucune pâture à cette date dans la région.

R. K.

8. References

- AKÇA, A. (1989): Permanente Luftbildstichprobe. Allg. Forst- u. Jagd-Ztg. **160(4)**, 65–69.
 HUSS, J. (ed.) (1984): Luftbildmessung und Fernerkundung in der Forstwirtschaft, 1984, Karlsruhe: Qichmann, 406 pages.

- LILLESAND, T. M. and R. W. C. KIEFER (1994): Remote Sensing and Image Interpretation, 3rd edn., New York, Wiley & Sons.
 ÖZEL, M. E., H. YILDIRIM, E. ALPARSLAN, C. AYDÖNER, S. ELITAŞ, J. DIVAN, M. DAĞCI, A. DÖNERTAŞ und B. ERKAN (1999): Development of a GIS Data Base of Yeşilirmak Watershed Using RS and GIS, 3rd Turkish German Geodetic Days, Berlin, proceedings, Germany, **2**, 589–598.
 PERDIGO, V. and L. STEENMANS (2002): CORINE Land Cover: Latest Developments, <http://www.desertification.lt/doc/workshop/>
 YILDIRIM, H., E. ALPARSLAN and M. E. ÖZEL (1995): Temporal Change Detection by Principal Component Transformation on Satellite Imagery, presented at IEEE, 1995, International Geoscience and Remote Sensing Symp., Firenze, Italy, proceedings, **2**, 1227–1229.
 YILDIRIM, H., M. E. ÖZEL, Y. ÖZTÜRK and R. GAFAROV (2000): Gebze County GIS Infrastructure, MRC Space Technologies Group, Project number 24.2.004, Final Report, March 27, 2000.
 YILDIRIM, H. and A. AKÇA (1995): Gebze ve İzmitte arazi ortusu ve arazi kullaniminin uzaktan algılama ve görüntü işleme yöntemleriyle analiz ve takibi (LC/LU Monitoring in Gebze and İzmit), Space Technologies Dept. Report No 95/26 (1995).
 YILDIRIM, H., E. ALPARSLAN and M. E. ÖZEL (1997): Detection of Man-Made Structures Around Ömerli Dam Through A New Approach in Image Enhancement*, May 1997, TÜBİTAK, Turkish Journal of Electrical Engineering.
 YILDIRIM, H., M. E. ÖZEL, R. RADBERGER and A. AKÇA (2002): Monitoring von Landnutzungsänderungen über einen langen Zeitraum mit Hilfe von Satellitenfernerkundung und GIS, Allg. Forst-u. Jagd-Ztg., **173**, 15–19.

Exotic Coniferous Trees in Estonian Forestry after 1918

(With 1 Figure and 2 Tables)

By H. SANDER^{1,✉} and T. MEIKAR¹

(Received January 2009)

KEY WORDS – SCHLAGWORTER

Exotic coniferous trees; history of introduction; forest cultivation; naturalized species; Abies spp.; Larix spp.; Pinus spp.; Pseudotsuga menziesii.

Fremdnadelbäume; Geschichte der Introdution; Waldkulturen; Naturalisierte Arten; Abies spp.; Larix spp.; Pinus spp.; Pseudotsuga menziessi.

INTRODUCTION

The global area of forest plantations is estimated at approximately 130x106 ha, and about 10.5x106 ha of new plantations are established annually. New plantations are established each year in a total of 124 countries over a broad range of latitudes. Introduced species have also played an important role in tree plantations (WINJUM, SCHROEDER, 1997; VARMOLA, DEL LUNGO, 2003). Alien trees have been planted for various purposes but most importantly for the purpose of obtaining faster-growing and more economical timber (BOYCE, 1954; ASCHE, 2007). The problems resulting from extensive planting of alien trees are reflected in the globalization of forestry, in forest ecology, in an increase in the number of invasive alien species, in the loss of local forest resources and the unique character and diversity of local vegetation, in the genesis of hybrid alien tree species and disruption of the local gene pool, in the spreading of diseases and insect pests, in changes in the composi-

tion and diet of local fauna, etc. (BOYCE, 1954; DEHAYES *et al.*, 1980; HEYDER, 1986; BECKER, 1989; OTTO, 1993; SPELLMANN, 1994; KOLBE, 1995; WHITE, 1997; KNOERZER, 1998; RICHARDSON, 1998; SAVILL *et al.*, 1998; SILANDER *et al.*, 2000; PETERKEN 2001; SJÖBERG, DANELL, 2001; HAYSOM, MURPHY, 2003; KRISTÖFEL, 2003; REJMANEK, RICHARDSON, 2003. RICHARDSON, REJMANEK, 2004; FAO, 2006; ASCHE, 2007; KLOSE, 2008). The issues of exotic tree species have become particularly important today due to circumstances related to climate change (FAO, 2006; IVERSON *et al.*, 2008).

More intensive introduction of exotic forest tree species started in the Baltic (Estonian and Livonian) provinces of Russia more than 200 years ago (SANDER and MEIKAR, 2007). The first pieces of forestry research in this region date from the same period from JOHANN GEORG EISEN von SCHWARZENBERG (1772a,b; 1772 and 1773, the destiny of all three papers unknown) (JÖESAAR, 2005) and from FRIEDRICH WILHELM VON SIVERS (1783).

After World War I, a new situation emerged in European forestry. Forests in many countries suffered great damage and large areas needed to be reforested. In addition, the reforestation of clearings, afforestation of abandoned lands, etc. became important issues. In the 20th century, this process was underway almost everywhere in Europe (BOYCE, 1954; HEYDER, 1986; WHITE, 1997; SAVILL *et al.*, 1998; PETERKEN, 2001).

The cultivation of exotic trees took off after America was discovered and East Asia (incl. the eastern part of Russia) was occupied and explored. Due to the European trade and cultural relations, exotic species spread simultaneously almost all across Europe, reaching by the end of the 18th century and the beginning of the

¹) Estonian University of Life Sciences, Institute of Forestry and Rural Engineering, Kreutzwaldi 5, 51014 Tartu, Estonia.

✉ Corresponding author: HELDUR SANDER. Phone: +372 6343-181, Fax: +372 7 313 168. E-Mail: heldur.sander@emu.ee

19th century the European part of Russia, including the Baltic provinces (mainly the present-day republics of Estonia and Latvia). Having close links with Western Europe (especially with Germany) and Russia (especially with its then capital St Petersburg), the Baltic provinces became a region where species originating from Europe, North America and the eastern part of Russia were widely cultivated in manor parks and forests (SANDER, MEIKAR, 1996, 2007).

World War I was followed by the emergence of many new nation states in Europe, including in northwestern Russia, where the new states of Estonia, Latvia and Lithuania were created. New national forestry organizations were established in these states and national staff began to take over. Next to the reforestation of clearings, there was a need for the afforestation of wasteland, etc. Under these circumstances, the main focus was on native tree species, while much attention was also given to planting exotic tree species.

The aim of this article is to provide a general overview of the introduction of non-native conifer species in Estonia, of the main trends in their cultivation, of their diseases and pests, and of the naturalization of exotic conifers and of the naturalization of exotic conifers in Estonia from the beginning of Estonian national independence in 1918 to the present. Thus, the article covers three different time periods across 90 years. The article was composed on the basis of literature and archival materials.

Exotic species have been used in forestry for five purposes: 1) to obtain firewood and timber; 2) for aesthetic purposes and diversification of stands; 3) for soil protection purposes in the afforestation of wastelands (burnt areas, etc.), opencast mines, ash dumps; 4) in the afforestation of unfarmed lands and abandoned farmlands; 5) for scientific purposes related to the establishment of experimental plots and experimental cultures.

The era under discussion is divided into three periods: 1) 1918–1940 (the period of the Republic of Estonia); 2) 1945–1991 (Estonia as part of the Soviet Union); 3) post-1991 (developments in re-independent Estonia). The present article is a follow-up to an earlier work (SANDER, MEIKAR, 1996, 2007), which studied the use of exotic coniferous trees in Estonian forestry before 1918. The baseline year for the paper – the year 1918 – is significant for the following reasons: 1) it is the year in which the former Estonian and Livonian provinces gained independence and the new republics of Estonia and Latvia were established; 2) the two countries carried out land reforms whereby the forests of manors, including the cultures of exotic trees, were nationalized and came under the management of state forest districts. For example, while only 11% of cadastral forests in the territory of the future Republic of Estonia were state-owned prior to 1918, the land reform in 1919 increased the share of state forests already to nearly 80%, while the rest belonged mainly to small-scale private forest owners (mostly farmers); 3) the above developments led to the disappearance of the main circle of forest owners, and largely also forestry officials, formerly involved in the introduction of exotic species, 4) the former staff of foresters was largely replaced, as was the forestry documentation and data recording; 5) due to the new political and economic situation, the interest in the cultivation of exotic species decreased significantly as local tree species gained a more important role.

In 1940, when Estonia was occupied by the Soviet Union, the political and economic situation changed completely. A new land reform was carried out and all former private forests and cadastral forests of industries were nationalized. The area of state-managed forests increased by approximately 40,000 hectares and the forests were placed under the administration of the Forestry Committee of the USSR. Forest management in Estonia had to follow the Forestry Committee's guidelines, one of which was the recommen-

ation to increase the planting of introduced species. Procurement of seed of exotic trees from other regions of the USSR was organized for that purpose and the existing nurseries of regional forestry departments were further developed and new ones established. The establishment of new exotic tree cultures and experimental cultures became an important area of activity. Forestry research was carried out at the University of Tartu and the Estonian Agricultural Academy, which was established in 1951. In 1947, the Institute of Biology was established under the Academy of Sciences of the ESSR, including also the Forestry Section. The Forestry Section split from the institute in 1963 and was reorganized into the Forestry Research Laboratory, on the basis of which the Estonian Forestry Institute was established in 1969. Forestry research together with a forest nursery for the propagation of nursery stock became concentrated under the Forestry Institute. Scientific research into exotic species nevertheless remained relatively weak. The main focus was on larches and relatively little attention was paid to other exotic species.

Estonia regained independence in 1991. The Land Reform Act of the same year re-established the former ownership of most of the land as of 1939, which meant that all forests of former collective enterprises and a big part of state forests were to be privatized. The land reform has not been fully completed yet. As of 2006, the area of forest land in Estonia amounted to 2264 million hectares, of which 43% was state owned, a further 18% of forest land was managed by the state as unreformed (not yet nationalized or privatized) land and the rest was predominantly private owned. Part of the forest cultures of exotic tree species have become private property through the change of ownership relations.

Research area and climate

The present article studies the introduction and cultivation of exotic tree species in the territory of the present Republic of Estonia. Estonia is a country of 45,227.1 km², bordered by the Baltic Sea on two sides (Fig. 1). Islands make up 9.2% and lakes – 4.8% of the area of Estonia. Estonia falls within the hemiboreal vegetation region (AHTI *et al.*, 1968), lying in the northern part of the mixed deciduous-coniferous forest sub-zone of the forest zone of the northern temperate zone.

Estonia is located in the northwestern corner of the East European Plain, in a transition zone between maritime and continental climate. In 1922–2004, the mean length of vegetation period (period of mean diurnal temperature above 5°C) has been 181 days. The mean air temperature in Estonia in 1961–1990 was 4.1...6.3°C, while the absolute maximum was 27.4...34.0°C and the absolute minimum was –28.4...–42.6°C. The warmest month is July, in which the mean diurnal air temperature has amounted to +21.6°C (in 2001 in Võru, South Estonia). The coldest month is January, with the lowest mean temperature of –18.0°C (in 1987 in Narva, East Estonia). The mean July temperatures in Estonia (in 1966–1999) have amounted to +16.5...17°C and those of January – to –2.0...–6.5°C. The highest air temperature ever recorded in Estonia (the absolute maximum) was +35.6°C (11 August 1992 in Võru) and the lowest one (the absolute minimum) was –43.5° (17 January 1949 in Jõgeva, Central Estonia). The mean annual total precipitation in Estonia (for 1966–1998) is 600...750 mm (Estonian Meteorological and Hydrological Institute, 2006; JAAGUS, 2002; JÕGI, TARAND, 1995).

The forest soils in Estonia are mainly Histosols (36.7%), followed by Gleysols (30.0%), dry and moderately moist soils (13.4%) and Gleyic soils (9.5%) (REINTAM, 2002). As of 2005, 51% of the land area of Estonia was forested, predominantly with Scots pine (33%), Norway spruce (18%) and birches (31%), and less extensively with white alder (9%), aspen (5%) and black alder (3%) (Yearbook Forest 2006, 2007).



Fig. 1

Estonia: larger cities and locations of the conifers referred to in the article.

Estland: die größten Städte und die im Beitrag behandelten Standorte der Fremdnadelbäume.

MATERIALS AND METHODOLOGY

This article is based on published research and archival materials. Specific archival material on the topic under discussion is scarce, as the relevant material concerns primarily the research and experimental work of research institutions and has often been also published, at least in the form of final reports.

The years 1918–1940

In this period, scientific research was concentrated under the University of Tartu and its experimental field stations. The materials concerning introduction-related research and experimental cultures from this period are stored in the archive of the University (Estonian Historical Archives, f 2100). The introduction of exotic tree species into forest cultures in state forests was neither directly instructed nor regulated but the relevant statistical information was gathered from forest districts. The actual work was carried out by interested foresters, who were usually in contact with the Forestry Department of the University. Information on the procurement and use of the seed of exotic species by forest districts and on the established cultures can be obtained from the annual reports of forest districts (State Archives of Estonia, f 63).

The research in this period dealt with introduced species occurring in forests (RAEKSON, 1921; SCHABAK, 1922b; REIM, 1924; RÜHL, 1926; SEPP, 1928; VIROK, 1928), with forest nurseries (SCHABAK, 1922a; VILBASTE, 1939; Estonian Literary Museum, F. 152, M. 72, 3; M. 76, 11), with the establishment of experimental plots (MATHIESEN, 1924) and forest cultures (DANIEL, 1926), with the afforestation and reforestation of wastelands and clearings (SCHABAK, 1921), with the cultivation of exotic trees in the manor lands of Sangaste (BERG, 1924) and Vana-Vigala (SCHULTZ, 1929) and in the Järvelja Training and Experimental Forest District of the University of Tartu (MATHIESEN, 1927; HALLER, 1929; RIISBERG, 1933; OSTRAT, 1944). Individual exotic species used in forestry (*Larix* spp., *Pinus strobus*, *Pinus banksiana*) were

addressed in more detail (AUN, 1938; MATHIESEN, 1936; TUISKVERE, 1935, 1936). Also the distribution of fungal diseases in larches in Estonia was explored (KARU, 1936; OSTRAT, 1943). General overviews were prepared on the occurrence of exotic tree species in Estonia and in the neighbouring countries (HALLER, 1931; MATHIESEN, 1934) and, at the end of the period, on native and non-native woody plants in the nurseries of regional forest departments (VILBASTE, 1939). Data on introduced species growing in forest districts were presented in national overviews (Riigi Metsavalitsus, 1932; KOHH, 1939).

The years 1940–1991

In this period, research into alien species was carried out at the Estonian Agricultural Academy (the present Estonian University of Life Sciences), Estonian Institute of Forestry and Tallinn Botanical Garden. Data on the growth and productivity of alien tree species were stored mainly by the Institute of Forestry and the Agricultural Academy. General overviews are stored mainly in the State Archives of Estonia (State Archives of Estonia, R-2033, R-2217). Research materials are available also in the university and scientific institutions archives that have not yet been transferred to the State Archives. The data are in general reliable. Part of earlier materials were lost in WWII.

In the latter half of the 20th century, a number of general works were published by several authors (MICHELSON, 1950; GIRGIDOV, 1955; PAIVEL, 1970; PAVES, 1974; LAAS, 1963, 1979, 1980, 1984). Research was carried out on *Pinus contorta* (MARGUS, 1959b; ERIK, PAVES, 1986), *Pseudotsuga menziesii* (MARGUS, 1962; LAAS, 1974; PAAL, 1989; TAIMRE, 1989), on larches (*Larix* spp.) (KARU, 1955; LAAS, 1955; MARGUS, 1959a; PAVES, 1963, 1974) and on other species. Also the exotic tree cultures at Järvelja were studied (KASESALU, 1973). Separate studies addressed forest cultures in recreation forests and the afforestation of abandoned farmland, opencast phosphorite and oil shale mines and ash dumps with exotic species (KAAR, 1965; SARV, 1974; MARGUS, 1957, 1973, 1975).

Since 1991, the system of research institutions began to undergo various changes and the institutions were gradually transferred from under the Estonian Academy of Sciences to universities. The Estonian Institute of Forestry was closed in 1997 and the declined academic forestry research was brought under the present Estonian University of Life Sciences and the University of Tartu. These institutions also store the data gathered for research purposes, which have partly remained at the disposal of the researchers themselves. As interest in exotic trees has declined, there is a lack of clarity on the status of experimental cultures: they are scientifically understudied, as are the preserved exotic tree plantations. Academic research into non-native trees has nevertheless continued. (LAAS, 1998). Overviews have been published on the establishment of forest cultures (LAAS, 2001), on exotic coniferous trees (LAAS, 2004; SANDER, 2006; SANDER *et al.*, 2006), on larches (PAVES, 2004), on forest cultures at Järvselja (KASESALU, 1993, 1997, 1999a,b,c, 2000; KASESALU and KIVISTE, 2001), on the afforestation of oil shale opencasts and ash dumps (KAAR, 2002; KUZNETSOVA, 2005). Research into the diseases of exotic species and their significance to local tree species has also continued (HANSO, HANSO, 1999, 2001, 2003a,b).

RESULTS

1918–1940: the period of the Republic of Estonia

After Estonia gained independence, over 20,000 hectares of coniferous clearings and 35,000 hectares of glades in Estonian state forests (around 800,000 hectares in total) were to be reforested. Exotic species were considered inefficient (SCHABAK, 1921, 1922a,b) because many of the earlier sample cultures had died over the years due to the lack of maintenance, lack of seeds, etc., and many nursery gardens had been damaged or had lost their relevance.

In the 1920s, an attempt was made to clarify the situation concerning exotic species in our forests. The relevant questionnaire forms were sent to forest districts for that purpose. The questionnaire unfortunately did not yield correct results of the species composition and area coverage of forest cultures. There were several reasons behind this, one of them being the fact that foresters were not familiar with exotic tree species. In 1924, it was ascertained that exotic species occurred in 47 out of 98 forest districts. A total of 19 conifer species from five genera (*Abies*, *Larix*, *Picea*, *Pinus* and *Pseudotsuga*) were recorded. Seven of the species were rare: *Larix kaempferi*, *Picea pungens*, *P. sitchensis*, *Pinus nigra*, *P. peuce*, *P. rigida* and *Pseudotsuga menziesii*. Of the 19 species, six were of European, three of Eurasian, two of Asian and eight of North American origin (State Archives of Estonia, f 63, n 6, s 603).

Research on the earlier introduction of exotic species and their possible practical relevance to reforestation was nevertheless started. The only criterion for exotic species was their competitiveness with native species. Primarily *Larix decidua* and, especially, *L. sibirica* had shown good growth and were not inferior to native species in their timber properties. In some cases, exotic species exceeded the native ones in growth rates but the quality of timber was lower. *Pinus cembra* and *P. strobus* were considered to deserve further research, even though inferior to native conifers in their timber properties. There were also disagreements among researchers. Some researchers believed that the introduction of *Abies alba*, *A. sibirica*, *Pinus nigra* and *P. banksiana* into forest stands should be stopped (RAEKSON, 1921; MATHISEN, 1936). On the other hand, *Abies sibirica*, *A. balsamea* and *Pinus contorta*, whose seed is suitable to the Estonian conditions, were seen to have a future in forestry, as was *Pseudotsuga menziesii* (BERG, 1924). *Pinus banksiana*, *P. contorta* and *P. mugo* were considered suitable

for the afforestation of sandy areas and alvars (dry areas with a thin soil layer on limestone) (DANIEL, 1926).

The theoretical principles of the introduction and economics of exotic species were first formulated by E. VIROK (1928). According to VIROK, the exotic species to be grown in forest stands should have the following advantages compared to native species: 1) higher timber quality; 2) higher timber production in a shorter period of time; 3) potential for growing in areas unsuitable for native species, i.e., higher cold and wind resistance. As we can see, these principles did not recommend the cultivation of exotic species for the purpose of diversification of forest communities. Primary attention was to be paid to *Larix decidua*, *L. sibirica* and *Pseudotsuga menziesii*, which meet the first two criteria.

In 1930, B. HALLER gave a longer presentation on the introduction of exotic trees and on the results obtained in Europe and in Estonia. Only a few species were considered significant for Estonia and only one – *Larix sibirica* – was strongly recommended (HALLER, 1931). Continental species were recommended for the mainland, while coastal species were to be planted on the islands. *Abies sibirica*, *Larix gmelinii* var. *japonica*, *L. kaempferi*, *Picea sitchensis*, *Pinus contorta* and *Pseudotsuga menziesii* were mentioned and also *Pinus banksiana* was recommended for sandy areas. *Pinus contorta* was seen as future raw material for the Estonian paper industry, while the use of larches in Estonian forestry was questioned at all. Reforestation with spruce was planned for large areas and larches were to be used as pioneer species in the afforestation of agricultural lands (TUISKVERE, 1936). At the same time, Estonian researchers were alarmed to discover that one of the supposed advantages of larches – their resistance to fungal diseases – did not prove to be true in Estonian conditions (KARU, 1936).

One additional, previously not yet addressed aspect of the cultivation of exotic species in Estonia appeared: the expected benefits from planting *Pinus banksiana* in sandy areas proved to be unjustified. The seed of *P. banksiana* had mixed with the seed of *Pinus sylvestris*. This seed had been stocked up and used in large areas in forestry. This, apparently, along with natural regeneration led to *Pinus banksiana* starting to take over the habitats of *P. sylvestris*. The cutting of *P. banksiana* was therefore ordered and strict controls were placed on pinecone drying facilities (TUISKVERE, 1935; MATHISEN, 1936). Soon there were problems with *Pinus strobus*, too, as this highly favoured species was also suffering from blister rust of white pine (*Cronartium ribicola*). The cultivation of this species was to be stopped and *P. peuce* was suggested instead (AUN, 1938).

The cultivation of exotic species in Estonian state forest districts was limited to small-scale larch plantations because other species had not proved feasible, or information on them was still inadequate. *Pseudotsuga menziesii* was considered worth experimenting with, even though it was very difficult to get the right seed (Riigi Metsavalitsus, 1932), while larch seed had already been collected from locally growing trees.

However, the interest in exotic species was still high and scientific research and experiments began. An experimental forest district was established at Järvselja, East Estonia, at the former Järvselja (Kastre-Peravalla) forest district of Kastre manor (MATHISEN, 1924). According to the experiments at Järvselja, only larches were considered practical for timber production (RIISBERG, 1933). *Larix decidua*, *L. sibirica* (incl. *L. russica*), *L. gmelinii* var. *japonica* and *L. kaempferi* were grown on 5.4 hectares at Järvselja in 1921–1938. Four-hectare *Pinus contorta* and two-hectare *P. strobus* forest stands were planted and experiments with *Pinus nigra*, *Pseudotsuga menziesii* and other species were started (HALLER, 1929; OSTRAT, 1944; KASESALU, 1993, 1999a,b, 2000). A total of 19.74

hectares of exotic tree cultures were established at Järvselja in 1923–1940.

Fifty six conifer taxa were tested at Kuusnõmme (Saaremaa Island, West Estonia) (MEIKAR, 2008). Five of the tested species were of European, two of Eurasian, 15 of East Asian, one of Asia Minor (Turkey, Caucasus), 32 of North American and one of North African provenance. Attention was paid also to species with no potential for growing in the Estonian climate (*Cedrus atlantica*, *C. deodara*, *Pinus wallichiana* and *Sequoiadendron giganteum*).

In spite of the somewhat uncertain opinions concerning the use of exotic species in forestry, the plants of exotics were widely grown in state forest districts and in the Voltveti (Tihemetsa) forest nursery. In 1939, nearly 100,000 plants of exotic conifers from 27 taxa representing a total of seven genera were on sale in the forest districts of Estonia. Most of the plants were sold for ornamental gardening purposes (MICHELSON, 1950).

The following years had a particularly adverse impact on forest cultures. Particularly damaging were the winters of 1939/40 and 1941/42, when a large number of exotic trees perished due to extreme air temperatures (MATHIESEN, 1940a,b,c; EKM, F. 152, M. 72, 3). For example, almost all plantations of *Abies alba* perished (MICHELSON, 1950). In the years of World War II (1941–1945), many forest cultures perished also due to the lack of maintenance (PAVES, 1963).

A more detailed overview (MICHELSON, 1950) presents the stand areas, age classes, crop densities, average tree heights and diameters, stand volumes, etc. in the preceding period for exotic tree stands according to sole or dominant species (on the basis of forest survey data of 1924–1947). The overview covers eight exotic species (*Abies alba*, *A. balsamea*, *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Pinus banksiana*, *P. contorta*, *P. mugo*) growing on 142.7 ha. This area was divided between 188 stands with the area of 0.1–7.1 ha each. The stand area was smaller than one hectare in at least 141 cases and 1–2 hectares in 23 cases. As we can see, the stands were highly fragmented. The most widely cultivated exotic species were larches, which occurred in 142 stands in 42 forest districts on a total of 113.1 ha. Their total stand volume was 18,615 m³. Larches were followed by firs (15.8 ha) and *P. banksiana* (12.3 ha), which occurred in 13 and two forest districts, respectively.

The years 1945–1991: the period of intensive cultivation of exotic species (the Soviet period)

The occupation of Estonia by the Soviet Union led to the entire land of Estonia being nationalized in 1940. A new land reform was carried out in 1944–1947, whereby also the land of departed refugees was classed as state land. After the mass deportation of 1949, an additional amount of farmland was left ownerless and part of it was added to state forest land. Active afforestation of these lands began. According to Estonian forest survey data of 1947, a total of 13 exotic conifer species (*Picea alba*, *P. pungens*, *Pinus cembra*, *P. strobus*, *Pseudotsuga menziesii* in addition to the previously reported eight species), were cultivated as sole or dominant tree species on 203.6 hectares, of which 60.9 hectares were located at Järvselja. The most widespread of them were larches, which occurred on 148.9 ha, followed by firs (28.6 ha) and *P. banksiana* (12.3 ha) (MICHELSON, 1950).

Great attention was paid to exotic species growing in the newly incorporated areas of the Soviet Union (Karelia, the Baltic countries). In order to clarify the situation of exotic forestry species, a joint expedition of Russian forest scientists was organized to these areas in the second half of the 1940s and the summarized results were published in a small monography (GIRGIDOV, 1955). Also the

planting of exotic trees began to be promoted in every way at the Soviet Union level.

In 1947–1950, forest cultures were established on 55,000 hectares in Estonia and also most clearings were reforested by planting. Most of the exotic tree cultures established in this period were larch cultures, which were planted on 172 hectares (0.3% of the total planted area) (KARU, 1955). The establishment of larch cultures was at its peak in 1957–1961, when larches were planted on a total of 1421 ha. In the 1960s, a greater focus was placed on *Larix sibirica* and its seed was imported for the establishment of plantations from the Altai and Krasnoyarsk regions of Russia. However, the established cultures soon became widely infested with larch cancer and the trees perished at 10–15 years old. Procurement of seed from these regions stopped, as did the establishment of new cultures. It has been conclusively pointed out that approximately 3250 hectares of larches were grown in state forests in 1950–1991, making up 1.1% of the total area of forest plantations of that time period (ETVERK, 1998; PAAL, 1996; PAVES, 1974, 2004).

The exotic tree cultures in Estonia have also suffered from storms, most devastatingly by the one in 1967 (ETVERK, 1998). Unfortunately, storm damages have not been accounted separately for exotic trees.

In addition to *Larix sibirica*, which was considered to be proven as a species to be extensively cultivated, large-scale establishment of commercial and experimental plantations of *L. gmelinii* var. *gmelinii*, *L. gmelinii* var. *japonica*, *L. kaempferi*, *Pseudotsuga menziesii* and *Pinus contorta* was to be started (LAAS, 1955). Exotic species were initially considered economically useful. In the 1970s it became public knowledge, however, that exotic species are not crucial in timber industry as they are often outgrown by native species. Their contribution was then seen as aesthetic and diversifying. The desire to enrich the species composition of stands was related to the small number of Estonian native tree species, some of which are only scarcely represented as forest stands. Our forests were therefore often considered monotonous and species-poor (LAAS, 1984). To enrich the species composition, exotic species were planted in the second half of the 20th century along roads, in green belts around cities, etc. At least 24 species of coniferous trees were considered suitable for enriching the local species composition: *Abies amabilis*, *A. concolor*, *A. lasiocarpa*, *A. sachalinensis*, *A. veitchii*, *Larix decidua*, *L. gmelinii* var. *gmelinii*, *L. gmelinii* var. *japonica*, *L. gmelinii* var. *olgensis*, *L. kaempferi*, *L. laricina*, *L. sibirica*, *L. × eurokurilensis*, *L. decidua* × *L. kaempferi*, *L. kaempferi* × *L. sibirica*, *Picea glauca*, *P. mariana*, *P. omorika*, *P. sitchensis*, *Pinus contorta*, *P. cembra*, *P. peuce*, *P. sibirica* and *Pseudotsuga menziesii*.

Larger larch plantations – 28 hectares – have been established since 1945 at the Järvselja Training and Experimental Forest District. Small-scale experiments have been carried out with *Larix gmelinii* var. *gmelinii*, *L. gmelinii* var. *japonica*, *L. gmelinii* var. *olgensis*, *L. laricina* and *L. decidua* × *L. kaempferi*. Aside from larches, other exotic species such as exotic spruces (*Picea* spp.), pines (*Pinus* spp.), pseudotsugas (*Pseudotsuga menziesii*), firs (*Abies* spp.) and other coniferous trees have been cultivated (KASESALU, 1993, 1999a,b,c, 2000; KASESALU and KIVISTE, 2001). In 1968, the establishment of the Agali training and experimental arboretum started at Järvselja. The exotic species in this arboretum have mostly been planted as 4–5-year-old plants in 20×30 m stands (KASESALU, 1999c). Conifers are represented by 27 species and two hybrids (*Abies* × *phanerolepis*, *Larix* × *marshliensis*) from a total of five genera. Of the 27 species, 12 originate from East Asia, 10 from North America, three from Europe and two from Eurasia. Also the following hybrids resulting from the provenance of local

seed have been recorded in the arboretum: *Abies sibirica* × *balsamea*, *A. veitchii* × *balsamea*, *A. veitchii* × *fraseri*, *A. veitchii* × *lasiocarpa* var. *arizonica* and *Picea omorika* × *jezoensis*. Several hybrid larches have also been recorded, including *Larix laricina* × *decidua*.

In 1977, the seed of four species of different provenance was received from the IUFRO seed bank: *Pseudotsuga menziesii* – 23 shipments, *Pinus contorta* – 19 shipments, *Picea sitchensis* – 30 shipments, and *Picea mariana* – 12 shipments. The trees grown from this seed laid the foundation for the Sõe arboretum in Jõgeva County, Central Estonia, where the first planting had already been carried out by 1975. A total of 78 different species of exotic coniferous trees from nine genera have been studied in the arboretum, the largest of the studied objects being the larch plantation (ERIK, 1979, 1999; PAVES, 2004). The larch and lodgepole pine plantations there have been studied the most. Seven larch species have been grown from seed originating from 20 different regions in and outside of Estonia: *Larix decidua*, *L. sibirica* (incl. *L. russica*), *Larix laricina*, *L. decidua* × *L. laricina*, *L. kaempferi* × *L. sibirica*, *L. gmelinii* var. *japonica*, *L. gmelinii* var. *olgensis*.

Exotic tree species were also used as pioneer species for afforesting former agricultural lands (MARGUS, 1957) and areas unsuitable for farming (alvars, dune areas, exhausted phosphorite and oil shale opencasts).

The cultivation of exotic coniferous trees in Estonia has been expanded and diversified mostly through the afforestation of exhausted oil shale and phosphorite opencasts in Northeast Estonia and in Maardu (adjacent to Tallinn). The first trees of Siberian larch were planted in Northeast Estonia in 1960. A total of 24 exotic conifer species have been experimentally used in the afforestation of oil shale opencasts and their surroundings. Of these, nine were exotic pines: *Pinus contorta*, *P. mugo*, *P. nigra* subsp. *nigra*, *P. nigra* subsp. *laricio*, *P. nigra* subsp. *pallasiana*, *P. ponderosa*, *P. resinosa*, *P. sibirica* and *P. strobus*; eight were exotic spruces: *Picea asperata*, *P. engelmannii*, *P. glauca*, *P. jezoensis*, *P. mariana*, *P. pungens*, *P. sitchensis* and *P. schrenkiana*; and seven were larches: *Larix decidua*, *L. sibirica* (incl., in particular, *L. russica*, which is the prevailing larch species in Estonia), *L. gmelinii* var. *gmelinii*, *L. gmelinii* var. *japonica*, *L. gmelinii* var. *olgensis*, *L. kaempferi*, *L. laricina* (KAAR, 2002; KUZNETSOVA, 2005). Five of the species were of European, seven of East Asian and ten of North American provenance. Larch has been planted the most: on 194.5 hectares in total between 1960 and 1994. The cultivation of larch was at its peak in 1984, when larch plantations totaled 32.4 hectares and formed 10.2% of all planted forests. Larch has no longer been planted since 1994 because its cultivation has not been recommended. As of 2003, 10,069 hectares of forest plantations had been established in opencast oil shale mines, with larch making up 1.9% of these plantations (PAVES, 2004).

It is not possible to ascertain from any publications which larch species has been planted the most. Nevertheless, the publications have emphasized the fact that *Larix decidua*, *L. sibirica* and *L. gmelinii* var. *japonica* have grown the best. Other species have exhibited relatively low growth. In 1979, *Pinus contorta* was experimentally grown from seed from 20 different regions in the USA and from two regions in Estonia. It was found in 2001 that the best results were achieved with seed from Estonia and Montana, USA. In addition, experiments have been carried out with *Pseudotsuga menziesii* seed from five different regions in the USA and Estonia. Trees from Estonian seed have grown better (KAAR, 2002; KUZNETSOVA, 2005).

The first experimental plantations in the opencast phosphorite mines in Maardu, adjacent to Tallinn, were established in 1963. By

1971, forest was growing there on 186 hectares, of which exotic larch plantations made up 14.7%. Mostly the following species were used: *Larix decidua*, *L. kaempferi*, *L. sibirica* and *L. gmelinii* var. *japonica* and, in some cases, also *Pinus mugo* (SARV, 1974).

Similar experiments have been made in areas that are usually difficult to afforest. *Larix decidua* and *Pinus mugo* have been experimentally used for the afforestation of alvars and sandy areas. Aside from these, *Larix gmelinii* var. *gmelinii*, *L. gmelinii* var. *japonica*, *Pinus banksiana*, *P. nigra* and *Pseudotsuga menziesii* have been considered suitable for this purpose (VALK, MARGUS, 1958; KAAR, 1965). Attempts have been made to cultivate *Pinus contorta* in drained transitional bogs (ERIK, PAVES, 1986), and the same species has also been recommended for cultivation in Ortstein areas (ERIK, 1999).

The aims of conifer research to date were formulated in the late 1970s as follows (LAAS, 1980): 1) to identify faster-growing and more cold-resistant conifer species with better prospects for forestry cultivation and to provide recommendations on their use in the establishment of forest cultures; 2) to identify cold-resistant and ornamental species for landscaping purposes; 3) to ascertain the seed quality of introduced conifer species for the purposes of nursery production; 4) to determine the agrotechnical basis for growing nursery stock for individual species; 5) to specify the dendrological descriptions of introduced conifer species. The introduced 57 species and four hybrids were grouped according to the prospects of their use as follows: a) fast-growing and cold-resistant species with valuable timber which deserve cultivation for timber production purposes – 12 taxa; b) cold-resistant and ornamental species that are inferior to the above species in their growth rate and often also in timber quality – 26 taxa; c) species that are cold-resistant in normal winters but cold-sensitive in harsh winters, which can successfully grow in West Estonia – 4 taxa; d) species whose cultivation prospects require further research – 19 taxa. The first category includes nine larch species and *Picea omorika*, *Pinus contorta* var. *latifolia* and *Pseudotsuga menziesii*. *Abies* × *phanerolepis*, *A. sibirica*, *Pinus strobus*, *P. × rotundata* and *Thuja occidentalis* were, perhaps randomly, omitted at all from the categories but fall within the first and second category.

Growth and productivity of alien species

The growth and productivity of various exotic species has been studied by several authors (GIRGIDOV, 1955; MARGUS, 1959a; LAAS, 1955, 1963, 1980; KASESALU, 1999a,b,c, 2000; KASESALU, KIVISTE, 2001; KAAR, 2002; PAVES, 2004; KUZNETSOVA, 2005). In general, larches and Douglas fir are stated to exhibit good growth and high productivity, which can sometimes even exceed that of our main forest trees Norway spruce (*Picea abies*) and Scots pine. European larch grows faster than the fastest-growing native conifer in Estonia – Norway spruce. The stand volume of the best Norway spruce stands at the age of 70–80 years, however, still exceeds that of larch stands by approximately 15%. Siberian (Russian) larch stands are less productive compared to European larch stands but also compared to spruce and pine stands growing in the same conditions (VALK, EILART, 1974). At the same time, larches exhibit very high productivity in places. The same concerns Siberian fir (Table 1). In addition to the above-mentioned larches, *Larix kaempferi* and *L. × marshlinsii*, too, exhibit good growth and productivity (Table 2).

Douglas fir grows better than Scots pine and Norway spruce. The average height of 50–55-year-old Douglas fir stands in five forest districts was 22–23 m and the stand volume per hectare was 450 m³ (TAIMRE, 1970).

Three larch species (*Larix decidua*, *L. sibirica*, *L. gmelinii* var. *japonica*) have been considered suitable in their growth characteris-

tics and productivity for the afforestation of oil shale opencasts and spoil dumps (KAAR, 2002; KUZNETSOVA, 2005).

In summary, it can be stated that *Abies sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica*, *L. gmelinii* var. *japonica*, *L. kaempferi*, *L. x marshlinsii* and *Pseudotsuga menziesii* are highly significant in Estonia in terms of their growth and productivity.

Diseases and pests of exotic conifers

There are also other problems associated with exotic species – first of all the occurrence of various diseases and pests, which may sometimes spread to native tree species. J. S. BOYCE (1954) has named three great hazards from parasites in the use of exotics: 1) a parasite of minor significance on the exotic in its native habitat may be introduced along with it and become extremely severe under new conditions; 2) the exotic will encounter a parasite in its new environment to which it has no resistance so that the tree will

Tab. 1

Growth and productivity of larches (PAVES, 2004) and Siberian fir (VALK, EILART, 1974) in selected forest districts.

Wachstum und Produktivität der Lärchen (PAVES, 2004) und der sibirischen Tanne (VALK, EILART, 1974) in einigen Forstrevieren.

Forest district	Stand age	Average measurements		No. of trees / ha	Stand volume m ³ /ha	Average volume increment
		H (m)	DBH (cm)			
<i>Larix decidua</i>						
Õisu	181	40.5	53.7	394	1514	8.4
Misso	147	37.2	54.4	216	772	5.3
Tartu	112	35.8	46.4	208	537	4.7
Õisu	113	36.5	44.9	300	740	6.5
Tartu	108	38.4	47.1	283	803	7.2
<i>L. sibirica (L. russica)</i>						
Märjamaa	190	38.0	61.7	262	1271	6.7
Antsla	110	33.6	42.3	286	582	5.3
Kiidjärve	106	35.5	43.0	329	734	7.1
Õisu	102	33.3	33.7	456	590	5.8
Aakre	92	31.5	38.5	317	509	5.5
<i>Larix gmelinii</i> var. <i>japonica</i> at Järvelja						
Compartment 45	75	27.7	33.7	384	422	5.7
Compartment 263	76	27.8	28.7	500	407	5.4
Compartment 273	74	27.0	28.2	570	434	5.9
Compartment 286	71	27.8	27.7	846	637	9.0
Compartment 286	73	24.5	25.8	770	452	6.2
<i>Abies sibirica</i>						
Sangaste	70	28	26	-	750	-
Loodi	60	22	20	-	300	-

Tab. 2

Productivity of 32-year-old larch stands at Järvelja (KASESALU, 1999a).

Produktivität 32-jähriger Lärchenbestände in Järvelja (KASESALU, 1999a).

Larch species	Average measurements		No. of trees / ha	Stand volume m ³ /ha	Average increment
	H (m)	DBH (cm)			
<i>Larix x marshlinsii</i>	21.1	26.7	933	516	15.6
<i>L. sibirica (L. russica)</i>	20.9	24.7	900	426	12.9
<i>L. gmelinii</i> var. <i>japonica</i>	22.3	23.9	867	405	12.3
<i>L. kaempferi</i>	21.1	26.9	800	450	13.6

be valueless; 3) a parasite of the exotic may be introduced which will be exceedingly destructive to a native tree.

Diseases and insect pests have affected the cultivation of exotic species also in Estonia. With regard to larches, larch cancer (*Lachnellula willkommii* [= *Trichoscyphella willkommii*]), which was first found in 1941, has been a significant cause of damage (OSTRAT, 1943; MUISTE, 1957; MARGUS, 1959a; PAVES, 2004). Already since 1962 it was clear that all larch species and hybrids growing in Estonian forests are susceptible to larch cancer (PAVES, 2004). Larches in Estonia are damaged also by *Armillaria borealis* and *A. ostoyae*, *Heterobasidion parviporum*, *Melampsorium betulinum*, *Meria laricis*, *Phaeolus schweinitzii* and *Phellinus pini* (KARU, 1936; HANSO, HANSO, 1999; PAVES, 2004). In addition, there are many insect pests (*Coleophora laricella*, *Pristiphora wesmaeli* and *P. erichsonii*) and other pests that cause damage to larches (PAVES, 2004). It must be realized that larches have become intermediate hosts in the distribution of fungal diseases (*Melampsorium betulinum* and *M. hiratsukanum*). It was due to larches that *M. hiratsukanum* had become an epidemic by 1998. *M. hiratsukanum* has been recorded more often on grey alder but it also occurs on black alder (HANSO, HANSO, 2001, 2003a). In addition to larches, diseases and pests have also been noted in other exotic species. For instance, exotic pines have carried *Gremmeniella abietina* (HANSO, HANSO, 2003b).

Among firs, more extensive damages have been recorded for *Abies balsamea*, which has suffered damages by *Armillaria* spp. and *Heterobasidion* spp. fungi (VALK, EILART, 1974). *Pinus flexilis*, *P. ponderosa* and *P. resinosa* have been damaged by *Scleroderris lagerbergii*, while *P. monticola*, *P. peuce* and *P. strobus* have suffered damage by *Cronartium flaccidum* and *C. ribicola* (ILVES, 2004).

As concerns insect pest damages, exotic spruces have been more often damaged by *Pristiphora abietina*, *Sacchiphantes abietis*, *Strobilomyia anthracina* and *Cydia strobilella*, larches by *Pristiphora wesmaeli* and *Dioryctria abietella*, firs by *Aphrastasia pectinatae* and *Megastigmus strobilobius* (ILVES, 2004).

Naturalization of exotic conifers

Invasiveness of exotic species has a rather significant role in forestry and the process has been analysed from several aspects (RICHARDSON, 1998; ROUGET *et al.*, 2002; HAYSOM and MURPHY, 2003; RICHARDSON and REJMÁNEK, 2004; MOORE, 2005; ÖÖPIK *et al.*, 2008). The positive and negative sides of invasiveness and the economic, social and ecological impacts on the environment have been analysed (HAYSOM, MURPHY, 2003; MOORE, 2005; KRIVÁNEK *et al.*, 2006). A total of 443 species have been planted globally, 282 of them being invasive (RICHARDSON *et al.*, 2000). In Europe, 24 species are regarded as naturalized and half of these have become invasive (HAYSOM, MURPHY, 2003). Forestry has been effectively fostering the invasion of exotic species because it uses exotic species that are best suitable to the local biotic communities and climate. Exotic species are usually sown or planted in large territories, many specimens at a time, thereby creating a high propagule pressure in the area (ROUGET, RICHARDSON, 2003). The number of species used in forestry is small compared to horticulture but the relative share of invasive species is higher and naturalized forestry species occupy larger areas of natural habitats (KRIVÁNEK *et al.*, 2006).

In the 1960s, natural (self-sown) young growth was recorded in Estonia for 15 exotic species from seven families: *Abies alba*, *A. balsamea*, *A. fraseri* and *A. sibirica*; *Larix decidua*, *L. kaempferi* and *L. sibirica* (incl. *L. russica*), *Picea jezoensis*, *P. obovata*; *Pinus cembra*, *P. contorta* var. *latifolia*, *P. nigra*; *Pseudotsuga menziesii*; *Taxus cuspidata*; and *Thuja occidentalis* (PAIVEL, 1970). In the

1990s, naturalization was observed for four species and one hybrid: *Abies x phanerolepis*, *Picea glauca*, *P. sitchensis*, *Pinus banksiana* and *Thuja plicata* were added to the above 15 species (KUKK, 1999). Natural young growth has been recorded by different authors also for *Abies veitchii*, *Picea pungens* and *Pinus strobus*. Thus, according to the current data, 22 species and one hybrid of exotic conifers are capable of producing offspring in Estonia, four of them being of European, three of Eurasian, four of East Asian and 12 of North American (incl. *Abies x phanerolepis*) provenance.

Five (i.e. 22%) of the 23 taxa (*Abies balsamea*, *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica* and *Pseudotsuga menziesii*) have already naturalized in forestry. The self-sown plants of *Abies sibirica* were observed already in the 19th century (KLINGE, 1883). Natural regeneration of *Abies alba* and *A. balsamea* was noted in Southwest Estonia in the 20th century (RÜHL, 1926).

The five naturalized taxa in Estonia make 6% of the 80 conifer taxa (79 species and one hybrid) that are known to be naturalized in the world (RICHARDSON and REJMÁNEK, 2004). All the five species can be regarded as potentially invasive. The production of young growth has been highest in the European larch stand in Vastseliina forest district, which had expanded by 14.4 hectares in 1941–1946 through natural regeneration (PAIVEL, 1970; PAVES, 2004).

Forest plantations of exotic species after 1991

After the Republic of Estonia regained independence in 1991, the cultivation of exotic species significantly decreased in extent. Also the support for the cultivation of exotic species faded away. This was due to a general cutback in forestry, but also due to the fact that the ideas of biodiversity preservation and sustainable management of forests began to spread in Estonia at the end of the 1980s (KULL, 1999; MEIKAR, 2000). These ideas, in general, excluded the plantations of exotic tree species.

According to the data of 1998, for instance, the largest larch plantations made up 0.1% of the area of Estonian forests, amounting to 0.2% in Northeast Estonia. Larch stands were mainly located in state forests. In the course of returning property to private ownership and privatizing forests, some former exotic tree plantations have also been privatized. Larch stands are no longer singled out in official forestry statistics since 1999 but are included under pine stands. Other exotic species are included under spruce statistics. The establishment of exotic forest plantations has, in fact, stopped. In 1995 and 1996, 4.1 and 1 kg of larch seed, respectively, was stored in the state forestry system and 0.3 kg of *Pseudotsuga* seed was stored in 1996. There are no statistics on the storage of exotic conifer seed since 1996. Unfortunately, it is almost impossible to trace the current volume of individual exotic species, as the Estonian forestry management publishes data only at the genus level for exotic conifers *Abies* spp., *Larix* spp., *Pinus* spp. and *Pseudotsuga* spp. Other exotic trees are accounted under the category 'other'. Thus it is impossible to obtain exact species-level data from forest management statistics.

Exotic tree species whose cultivation in forestry is allowed are legally regulated in Estonia. A regulation approved in 1999 allows the cultivation of 11 exotic tree species and a regulation of 2006 allows the cultivation of 13 exotic tree species, of which 11 are exotic conifers from five genera (*Abies sibirica*, *Picea mariana*, *P. omorika*, *Pinus contorta*, *Larix* spp., *Pseudotsuga menziesii*).

DISCUSSION

The native conifers used in European forestry are slow-growing and do not yield large volumes of valuable timber. There is justification for the introduction of exotics into countries with few commercially valuable tree species. However, it has been found that, after more than two centuries of experience, the majority of

foresters in Western Europe tend to be pessimistic about exotics because they have not yet found a completely successful introduced tree species, even though certain species have shown great initial promise (BOYCE, 1954). In spite of this, the cultivation of exotic species has considerably increased in several countries.

The Baltic (Estonia, Latvia and Lithuania) and Nordic (Denmark, Finland and Sweden) countries have two economically important native conifer species: Norway spruce and Scots pine. Therefore, these countries pay much attention to the cultivation of exotic species for the purpose of timber production and as pioneer species.

The extent to which exotic species are cultivated in European forestry is not clear. In some countries, exotic tree plantations cover rather large areas and the area is expanding in places. There are relatively few prevailing species. The cultures of Sitka spruce are widely distributed in the UK and Denmark, while the prevailing exotic tree cultures in Sweden and Finland are those of larch and lodgepole pine. In the UK, Sitka spruce was cultivated on 248,000 ha in 1965 and on 526,000 ha in 1980; the respective numbers for larch were 147,000 and 152,000, and for lodgepole pine – 127,000 in 1980 (Forestry Commission of Great Britain, 2001). In Finland, larch was cultivated on 1500 ha at the end of the 1950s, with stands older than 60 years covering only 100 ha. At the turn of the 20th and 21st century, larch was grown on about 15,000 ha (S. RUOT-SALAINEN, Finland, 2006, personal communication). The main exotic conifer species in Finland is *Larix sibirica* (SILANDER *et al.*, 2000). In Sweden, the main species is *Pinus contorta*, which has been cultivated on 600,000 ha (ELFING *et al.*, 2001). *Pinus contorta* plantations in Finland occupy about 9,000 hectares (S. RUOT-SALAINEN, Finland, 2006, personal communication).

Having been traditionally linked with German forestry, the experiments with exotic species in Germany have been of great interest also for Estonian foresters. Also the ideas of using exotic species for aesthetic purposes in park forests, along forest roads, etc. have been imported from Germany (SANDER, MEIKAR, 2007). Although the climate in Germany is much more favourable for the cultivation of exotic trees, the species that have proved to be prospective there, and also in Austria, largely coincide with the ones that have been used in Estonia (BECKER, 1989; OTTO, 1993; SPELLMANN, 1994; KNOERZER, 1998; KRISTÖFEL, 2003; ASCHE, 2007). In Germany, *Larix decidua*, *L. kaempferi*, *L. x marschlinsii*, *Picea sitchensis*, *Pinus strobus* and *Pseudotsuga menziesii* have proved to have a potential for forestry use (SPELLMANN, 1994; KNOERZER, 1998).

Introduction of exotic conifers to Estonian forests was seen as advantageous from the last decades of the 18th century up to the 1860s. Exotic species were seen as competitive to native ones and only in that period were larger plantations of exotics established. At least 11 species – *Abies alba*, *A. balsamea*, *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Picea glauca*, *Pinus cembra*, *P. sibirica*, *P. strobus* and *Thuja occidentalis*, probably also *Larix laricina* – reached our forests in these decades, for different reasons. At that time, exotic trees were cultivated primarily for experimental purposes, as there was no knowledge or understanding of intelligent cultivation of exotic species. It is important to note that the experience with the introduction of exotic species in that period led to the understanding that exotics were not competitive with our native species.

After the 1860s, the knowledgeable and purposeful introduction of exotic trees to forest plantations started, supported by the distribution and adaptation of exotics in manor parks. Also the number of exotic conifer species used in forestry increased: at least 24 species were added to the earlier 11 species. Most plantations were those of *Larix decidua* and *L. sibirica*. Based on the available data, more

than 200 hectares of larch plantations may have been established in the 19th century.

In 1918–1949, the main focus shifted to research to explore the results of earlier introduction work and the possibilities of cultivating new exotic (mostly North American) species, primarily with a view to using exotic trees for aesthetic purposes and for the purposes of diversifying the species composition of stands. There was no coordinated action to introduce exotic species in state forests and the relevant activities depended mostly on the initiative and interest of local forest managers. Exotic species were not seen as significant for timber production because the technical advantages of local tree species had become clear, with the sole exception of larches and the possibilities of their use in, e.g., the construction of hydraulic structures. The use of exotic species for soil protection purposes and for the afforestation of wastelands and abandoned agricultural lands was not a topical issue and sandy areas were afforested mostly with local pine and local willow species.

In 1945–1991, the introduction of exotic species (mostly those distributed in Eastern Russia), including both the relevant research and practical cultivation work, was more intensive and better coordinated than ever before. In addition to the establishment of forest cultures, exotic tree species were used in the 1950s and 1960s for the afforestation of abandoned agricultural lands and wastelands (in particular, opencast oil shale and phosphorite mines and ash fields). Also the introduction of exotic species into forest cultures in recreational forests in the surroundings of cities and industrial towns was started, aimed at increasing the recreational and aesthetic value of these forests.

After the restitution of Estonia's independence, the use of exotic species in forest cultures has essentially stopped and the emphasis has shifted to clarifying the results of introduction to date. The negative attitude towards exotic species has been aggravated also by the fact that several exotic species have proved to be intermediate hosts for fungal diseases. Also the naturalization of exotic species has become an increasingly important issue and five species (*Abies balsamea*, *A. sibirica*, *Larix decidua*, *L. sibirica* and *Pseudotsuga menziesii*) can be regarded as potentially invasive species.

About 100 exotic coniferous taxa (species, subspecies, varieties) are known today to have been cultivated in Estonia for the purposes of timber production, diversification of stands, afforestation of unused land and opencast oil shale and phosphorite mining areas, and for research purposes. Out of the 100 taxa, 90 are suitable for cultivation in our climate.

In 1996–1997, plantations of exotic conifers from 57 taxa were investigated in Southern Finland. Performance was assessed as good for 20 taxa, out of which seven (*Abies sachalinensis*, *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Picea omorika*, *Pinus contorta* var. *latifolia*, *P. peuce* and *Pseudotsuga menziesii*) are potential forest tree species. Performance was assessed as fair for species with a rather high survival rate but lower growth than that in their natural habitats. This group included 20 taxa. Poor performance was reported for species with a low survival rate and poor growth due to repeated damage. This group included 17 taxa (SILANDER *et al.*, 2000). Four exotic conifers – *Larix decidua*, *L. sibirica*, *Larix gmelinii* var. *japonica* and *Pseudotsuga menziesii* –, and also hybrid larches, have a potential as forest trees in Estonia (LAAS, 2001). Also *Abies sibirica*, *L. kaempferi* and *Picea sitchensis* could be cultivated in certain cases.

From among exotic species in Estonian forestry, larches and Douglas fir exhibit better growth in some cases than the native Norway spruce and Scots pine. The first (F1) generation larch hybrids *Larix decidua* x *L. kaempferi*, *L. decidua* x *L. laricina*,

L. kaempferi x *L. sibirica* are considered particularly promising (PAVES, 2004).

The attitude in Estonia has been rather positive also towards *Pseudotsuga menziesii*, which has grown as well as or even better than larches in Estonia (TAIMRE, 1989; MARGUS, 1962). It is common to the species that the tallest trees reach the height of 40 meters.

Among other species, *Pinus banksiana*, *P. contorta* and some other coniferous species have drawn attention as pioneer species. Since the start of the introduction of exotic conifers into Estonian forests, only *Pinus banksiana* has been a dangerous example. Its seed mixed with the seed of the native Scots pine and the species started taking over the Scots pine habitats.

The cultivation of introduced exotic species in Estonian forestry has lasted more than 200 years, thus it is a historical tradition in the country and can also be regarded as a cultural phenomenon. However, the authors are of the opinion that the use of exotic species in forest cultivation requires a cautious and critical approach. Exotic species should thus be avoided in natural and semi-natural forest stands yielding large timber volumes. The natural forest composition must be preserved and its sustainability secured. At the same time, the cultivation of exotic species as pioneer species is justified in certain cases where natural species appear to be unsuitable. Old cultures of exotic species should be preserved at all costs for the sake of cultural and scientific purposes.

ABSTRACT

The article explains, on the basis of literature and archival data, the use of exotic conifers in Estonian forest plantations from 1918 to the present. Forest plantation projects in Estonia have tested about 100 exotic species from 11 genera, among which the European larch (*Larix decidua*) and Siberian larch (*L. sibirica*) and, to a lesser extent, Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) have been of practical importance. More than 3500 ha of larch plantations have been established in Estonia, of which about 1000 ha have survived as stands. Also some smaller stands of fir species and lodgepole pine (*Pinus contorta*), and clusters of trees of other exotic conifer species, can still be found today. The use of exotic species in the establishment of forest plantations has ceased by now since exotics are, as a rule, no match for native conifers in either their growth parameters or timber value. Nevertheless, they (larch species, Douglas fir, lodgepole pine, etc.) are considered to be promising as pioneer species for the afforestation of farmlands and unused lands in extreme growth conditions, such as in exhausted oil shale opencast mines and opencast phosphorite mining areas.

Zusammenfassung

Titel des Beitrages: *Fremdnadelbäume in der Waldwirtschaft Estlands nach 1918*.

Der Beitrag erläutert aufgrund von Literatur und Archivangaben die Verwendung fremdländischer Nadelgehölze in den estnischen forstlichen Kulturen von 1918 bis zum heutigen Tag. Man hat in Estland beim Anbau fremdländischer Arten in forstlichen Kulturen ca. 100 Arten aus 11 Gattungen geprüft. Darunter haben die Europäische Lärche (*Larix decidua*), die Sibirische Lärche (*L. sibirica*) und in geringem Grade die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) eine praktische Bedeutung gehabt. In Estland hat man mehr als 3500 ha Lärchenkulturen begründet, von denen ungefähr 1000 ha erhalten blieben. Ebenso kann man heute einige kleinere Bestände der Tannen und der Küsten-Kiefern (oder Dreh-Kiefern) und Baumgruppen von anderen fremdländischen Baumarten finden. Die fremdländischen Arten werden heute beim Anlegen forstlicher

Kulturen nicht mehr verwendet, weil sie in der Regel im Vergleich zu den einheimischen Nadelbäumen sowohl im Wachstum als auch im Holzwert zurückbleiben. Dennoch werden sie (die Lärchenarten, die Douglasie, die Dreh-Kiefer u.a.) für vielversprechende Pionierarten gehalten, wobei sie bei der Aufforstung von Bauern- und Brachländereien, die extreme Wachstumsbedingungen besitzen, wie zum Beispiel erschöpfte Ölschieferbecken und Phosphoritgruben, verwendet wurden.

Résumé

Titre de l'article: *Conifères exotiques dans la foresterie estonienne après 1918*.

L'article présente, à partir de la littérature et de données d'archives, l'utilisation de conifères exotiques dans des plantations forestières en Estonie entre 1918 et l'époque actuelle. Les opérations de plantation forestière en Estonie ont essayé environ 100 espèces exotiques provenant de 11 genres, parmi lesquelles le mélèze d'Europe (*Larix decidua*), le mélèze de Sibérie (*L. sibirica*) et, dans une moindre mesure, le douglas (*Pseudotsuga menziesii*) ont eu une importance pratique. Plus de 3500 ha de plantations de mélèze ont été installées en Estonie dont environ 1000 ha ont survécu sous la forme de peuplements. On peut encore trouver aussi quelques peuplements plus petits d'espèces de sapin et de pin contorta (*Pinus contorta*) et des bouquets d'autres conifères exotiques. L'utilisation d'espèces exotiques dans l'installation de forêts par plantation a maintenant cessé du fait que les exotiques, en règle générale, n'arrivent pas à égaler les conifères indigènes, ni dans leurs paramètres de croissance, ni dans la qualité de leur bois. Néanmoins les exotiques (espèces de mélèze, douglas, pin contorta, etc.) sont considérés comme prometteurs en tant qu'espèces pionnières pour le reboisement de terrains agricoles et de terrains abandonnés dans des conditions extrêmes de croissance comme dans le cas d'exploitations à ciel ouvert de schistes bitumineux, maintenant épuisées, et de zones d'exploitation à ciel ouvert de phosphate de chaux.

R. K.

Acknowledgements

The authors acknowledge Dr. SEPPO RUOTSALAINEN from Finland for specifying the data concerning exotic species cultivated in Finland. We are also highly grateful to the unknown reviewers of the paper for very thorough and constructive review of the paper.

Literature

- AHTI, T., L. HÄMET-AHTI and J. JALAS (1968): Vegetation zones and their sections in North-Western Europe. *Ann. Bot. Fennici* **5**(3): 169–211.
- ASCHE, A. (2007): Fremdländische (neophytische) Baumarten in der Waldwirtschaft. *Forst und Holz* **62**(10): 30–32.
- AUN, H. (1938): Should Veimut pine be distributed in our country? (In Estonian) *Eesti Mets* **7**: 256–257.
- BECKER, A. (1989): Geschichte und Konzept des Fremdländeranbaus in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung des Anbauschwerpunktes Burgholz. In: Schriftenreihe des Bundesministeriums f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 370: 101–113.
- BERG, F. (1924): Tree species in the forest and park of Sangaste. (In Estonian). *Eesti Mets* **15**/16: 157–161; **17**/18: 177–180.
- BOYCE, J. S. (1954) Introduction of exotic trees. *Unasilva* **8**(1). Available at: <http://www.fao.org/docrep/x5370e/x5370e02.htm>. (accessed 10.05.20078)
- DANIEL, O. (1926): Forest cultivation I. (In Estonian). Tartu, Estonia.
- DEHAYES, D. H., D. I. DICKMANN and W. A. LEMMIEN (1980): Management of exotic timber trees in temperate regions of eastern North America: An assessment. *Forest Ecology and Management* **3**: 31–44.
- EISEN VON SCHWARZENBERG, J. G. (1772a): Fortgesetzter Unterricht von Bäumen. Oberpahlen, Estonian Province of Russia.
- EISEN VON SCHWARZENBERG, J. G. (1772b): Zweite Fortsetzung des Unterricht, wie man Bäume versetzten soll. Oberpahlen, Estonian Province of Russia.
- EISEN VON SCHWARZENBERG, J. G. (1772 and 1773): Unterricht, wie man Bäume versetzten soll. Oberpahlen, Estonian Province of Russia.

- ELFING, B., T. ERICSSON and O. ROSVALL (2001) The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden – a review. *Forestry Ecology and Management* **141**(1–2): 15–29.
- ERIK, Ü. (1979): Prospects of the cultivation of foreign conifers in the Estonian Soviet Socialist Republic. (In Estonian). *Metsamajandus* 1979, Valgus, Tallinn, 46–51.
- ERIK, Ü. (1999): Lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud. in Sõe arboretum (Jõgeva County). (In Estonian, summary in English). *Dendroloogilised uurimused Eestis/Dendrological Researches in Estonia* **1**, 76–78.
- ERIK, Ü. and H. PAVES (1986): Lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud.) in Väätsa experimental area. (In Estonian). *Metsamajandus* 1984, Valgus, Tallinn, 82–90.
- Estonian Meteorological and Hydrological Institute (2006). <http://www.emhi.ee> (accessed 10.06.2007)
- ETVERK, I. (ed.). (1998): Major storms of the century in Estonian forests. (In Estonian). OÜ Vali Press, Tallinn, Estonia.
- FAO (2006): Global forest Resources Assessment 2005. Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147, Rome 2006. Available at: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/008/A0400E/A0400E00.pdf>. (accessed 10.06.2008)
- Forestry Commission of Great Britain (2001): UK indicators for sustainable forestry. Available at: [http://www.forestry.gov.uk/pdf/indicfin.pdf/\\$FILE/indicfin.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/indicfin.pdf/$FILE/indicfin.pdf) (accessed 10.06.2008).
- GIRGIDOV, D. J. (1955): Introduced tree species in Northeastern USSR. (In Russian). Moscow-Leningrad, USSR.
- HALLER, B. (1929): Tree plantations in the Training Forest District of Tartu University at Kastre-Peravalla. (In Estonian, summary in German). *Tartu Ülikooli Metsaosaakonna toimetised* **13**: 1–134.
- HALLER, B. (1931): On the possibilities of growing foreign tree species abroad and in Estonia. (In Estonian, summary in German). *Eesti Metsanduse Aastaraamat* V, Tartu, Estonia, 170–198.
- HANSO, M. and S. HANSO (1999): On the root rot fungi in the forests of Estonia. (In Estonian, summary in English). *Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies XXXI*: 131–161.
- HANSO, M. and S. HANSO (2001): Alder leaf rust and the introduction of larches. (In Estonian). *Eesti Mets*, **4–6**: 14–15.
- HANSO, M. and S. HANSO (2003a): The genesis of fungal diseases in forest nurseries, plantations and forest stands. (In Estonian, summary in English). *Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies XXXVIII*: 74–84.
- HANSO, M. and S. HANSO (2003b): Gremmeniella shoot cancer is a harmful and insidious disease of pines. *Eesti Mets* **3**: 32–35.
- HAYSOM, K. and S. T. MURPHY (2003): The status of invasiveness of forest tree species outside their natural habitat: a global review and discussion paper. *Forest Health and Biosecurity Working Paper FBS/3E*. Forestry Department, FAO, Rome 2003. Available at: <http://www.fao.org/docrep/006/j1583e/j1583e00.htm> (accessed 10.06.2008)
- HEYDER, J. C. (1986): *Waldbau im Wandel*. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, Germany.
- ILVES, E. (2004): *Luua arboretum* – the greatest dendrological collection in Central Estonia. (In Estonian, summary in English). *Dendroloogilised uurimused Eestis / Dendrological researches in Estonia III*: 116–140.
- IVERSON, L. R., A. M. PRASAD, S. N. MATTHEWS and M. PETERS (2008): Estimating potential habitat for 134 eastern US tree species under six climate scenarios. *Forest Ecology and Management* **254**(39): 390–406.
- JAAGUS, J. (2002): Climate of Estonia. (In Estonian). *Eesti Entsüklopeedia [Encyclopaedia of Estonia]* 11. [Estonia, General Overview]. *Eesti Entsüklopeediakirjastus*, Tallinn, Estonia, pp. 112–122.
- JÕESAAR, E. (2005): Põltsamaa in historical publications. (In Estonian). *Viljandi Muuseumi aastaraamat 2005*. Viljandi Muuseum, Viljandi, Estonia, pp. 199–234. Available at: <http://www.muuseum.viljandimaa.ee/aastaraamat/2005/joesaar.pdf> (accessed 10.06.2008)
- JÕGI, J. and A. TARAND (1995): Present climate. Raukas, A. (ed.) *Eesti Loodus*. Valgus, Tallinn, Estonia, pp. 176–209. (In Estonian).
- KAAR, E. (1965): About tree species suitable for the afforestation of alvars. (In Estonian). *Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies IV*: 139–148.
- KAAR, E. (2002): Coniferous trees on exhausted oil shale opencast mines. *Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies XXXVI*: 120–125.
- KARU, A. (1936): Fungal diseases of larch in the Loodi forest district. (In Estonian). *Eesti Mets* **12**: 404–405.
- KARU, A. (1955): About the importance of the reconstruction of forests in Estonian Soviet Socialist Republic. *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat* **48**: 260–292.
- KASESALU, H. (1973): Exotic tree cultures in the Training and Experimental Forest District of Järvselja. (In Estonian). *Eesti Põllumajanduse Akadeemia teadustööde kogumik* **89**, pp. 73–89.
- KASESALU, H. (1993): Järvselja as the base for the cultivation of exotic tree species. (In Estonian). *Eesti Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat* **74**: 101–121.
- KASESALU, K. (1997): Cultivation of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) at Järvselja. (In Estonian, summary in English). *Eesti Põllumajandusliku teadustööde kogumik/Scientific works of the Estonian Agricultural University* **189**: 220–222.
- KASESALU, H. (1999a): Cultivation of larches (*Larix* spp.) at Järvselja. (In Estonian, summary in English). *Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies XXXI*: 124–130.
- KASESALU, H. (1999b): Cultivation of firs (*Abies* spp.) at Järvselja (Tartu County). (In Estonian, summary in English). *Dendroloogilised uurimused Eestis/Dendrological Researches in Estonia I*: 64–70.
- KASESALU, H. (1999c): *Agali arboretum*]. (In Estonian). Tartu Ülikooli kirjastus, Tartu.
- KASESALU, H. (2000): Cultivation of introduced pines (*Pinus* spp.) at Järvselja. (In Estonian, summary in English). *Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies XXXII*: 63–72.
- KASESALU, H. and A. KIVISTE (2001): The Kuril Larch (*Larix gmelinii* var. *japonica* (Regel) Pilger) at Järvselja. *Baltic Forestry* **7**(1): 59–66.
- KLINGE, J. (1883): *Die Holzgewächse von Est-, Liv- und Curland*. C. Matthesen, Dorpat.
- KLOSE, C. (2008): Zur Wertschätzung ausländischer Baumarten in den Wäldern Deutschlands. *Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges.* **93**: 23–36.
- KOHH, E. (1939): On the activities of the Forestry Research Institute and state experimental forest districts in 1938–1939. (In Estonian). *Eesti Mets* **6**: 198–200; **7**: 234–236.
- KOLBE, W. (1995): Käfer in Forsten mit Fremdländeranbau und heimischen Baumarten. *Forst und Holz* **50**(7): 214–217.
- KNOERZER, D. (1998): Zum Status nichtheimischer (Baum-)Arten – von der Notwendigkeit begrifflicher Klärung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, **169**(3): 41–46.
- KRISTÖFEL, F. (2003): Über Anbauversuche mit fremdländischen Baumarten in Österreich. *BFW-Berichte* **131**, 7-9. Available at: http://bfw.ac.at/040/pdf/2315_1.pdf (accessed 10.06.2008).
- KUKK, T. (1999): Vascular Plant Flora of Estonia. (In Estonian, summary in English). *Eesti Põllumajandusliku Zooloogia ja Botaanika Instituut, Eesti Keskkonnaministeerium, ÜRO Keskkonnaprogramm, Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tartu-Tallinn, Estonia*.
- KULL, T. (comp. and ed.) (1999): *Estonian Biodiversity Strategy and Action Plan*. Estonian Ministry of the Environment, United Nations Environmental Program (UNEP), Environmental Protection Institute of the Estonian Agricultural University, Tallinn-Tartu, Estonia.
- KRIVÁNEK, M., P. PYŠEK and V. JAROŠÍK (2006): Planting history and propagule pressure as predictors of invasion by woody species in a temperate region. *Conservation Biology* **20**(5): 1487–1498.
- KUZNETSOVA, T. (2005): Exotic conifers on exhausted oil shale opencast mines. (In Estonian, abstract in English). *Akadeemilise Metsaseltsi toimetised/Proc. of the Estonian Academic Forest Society XXI*: 75–86.
- LAAS, ENDEL (1955): On the cultivation of larches in the Estonian Soviet Socialist Republic. (In Estonian). *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat* **48**: 352–364.
- LAAS, E. (1963): Results and prospects of the cultivation of foreign tree species in the Estonian Soviet Socialist Republic. (In Estonian). *EPA teaduslike tööde kogumik* **33**: 55–75.
- LAAS, E. (1974): On Douglas fir, its seed quality and cultivation of its panting material. (In Estonian). *Metsamajandus 1974-I*. Valgus, Tallinn, USSR, 48–60.
- LAAS, E. (1979): The use of exotic tree species in parks. (In Estonian). *Metsamajandus 1979*. Valgus, Tallinn, 51–66. (In Estonian).
- LAAS, E. (1980): About the introduction of conifers in the Estonian SSR. (In Estonian). *EPA teaduslike tööde kogumik* **128**: 5–27.
- LAAS, E. (1984): About the selection of tree species for the enrichment of the species composition of tree stands. (In Estonian). *Metsamajandus 1984*, Valgus, Tallinn, 54–65.
- LAAS, E. (1998): The development of the introduction and dendrology of woody plants in Estonia. (In Estonian). *Teaduse ajaloo lehekülgi Eestist XII*: 36–88.
- LAAS, EINO (2001): Reforestation and afforestation in Estonia. (In Estonian). *Atlex*, Tartu.
- LAAS, E. (2004): *Coniferous trees*. (In Estonian). *Atlex*, Tartu.
- MARGUS, M. (1957): Afforestation of areas of low agricultural production in Southeast Estonia. (In Estonian). *Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies I*: 243–316.
- MARGUS, M. (1959a): About larch plantations and their health in the Estonian Soviet Socialist Republic. (In Estonian). *Eesti NSV TA Toimetised. Bioloogia seeria* **8**(3): 204–215.
- MARGUS, M. (1959b): Murray pine in Estonia. (In Estonian). *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat* **51**: 43–60.
- MARGUS, M. (1962): Douglas fir in Estonia. (In Estonian). *Loodusuurijate Seltsi aastaraamat* **54**: 71–89.
- MARGUS, M. (1973): On the selection of tree species for the establishment of protection stands in exhausted opencast phosphorite mines. (In Estonian). *Metsanduslikud uurimused* **10**: 200–225.
- MARGUS, M. (1975): Forest cultures in recreation forests. (In Estonian). *Metsamajandus 1975*. Valgus, Tallinn, 44–49.

- MATHIESEN, A. (1924): Forestry experiments and possibilities for starting with them in the homeland. (In Estonian). I Eesti Metsateadlaste Päev Tartus, 5. ja 6. jaan. 1923. a. Tartu, Estonia, 42–54.
- MATHIESEN, A. (1927): Training forest district of the University of Tartu. (In Estonian). Tartu Ülikooli metsaosakonna toimetised **11**: 1–63.
- MATHIESEN, A. (1934): Dendrology. (In Estonian). Akadeemiline Metsaselts, Tartu, Estonia.
- MATHIESEN, A. (1940a): Frost damages in trees and shrubs in the winter of 1939/40. (In Estonian). Agronomiamia **5**: 297–314.
- MATHIESEN, A. (1940b): Preliminary notes on damages from the exceptionally cold winter of 1939/40. (In Estonian). Eesti Mets **3**: 81–84.
- MATHIESEN, A. (1940c): Some additional remarks on damages from the cold of 1939/40 and thoughts on the cultivation of ornamental trees. (In Estonian). Eesti Mets **5**: 173–176.
- MATHISEN, V. (1936): On ascertaining the distribution of *Pinus banksiana*. (In Estonian). Eesti Mets **12**: 407–408.
- MEIKAR, T. (2000): From “Dauerwald” to sustainable forest management in Estonia. (In Estonian, summary in English). Akadeemilise Metsaseltsi toimetised/Proceedings of the Estonian Academic Forestry Society XI: 52–91.
- MEIKAR, T. (2008): Kuusnõmme Forest District as an object of forestry research. (In Estonian, summary in English). Akadeemilise metsaseltsi toimetised/Proceedings of the Estonian Academic Forestry Society XXIII: 83–104.
- MICHELSON, A. (1950): On the cultivation of alien tree species. (In Estonian). Manuscript in Tallinn Botanical Garden.
- MOORE, B. A. (2005): Alien invasive species: impact on forests and forestry. A review. Forest Health and Biosecurity Working Paper FBS/8E. Forestry Department, FAO, Rome 2005. Available at: <http://www.fao.org/docrep/008/j6854e/j6854e00.htm> (accessed 15.05.2008).
- MUISTE, L. (1957): On Larch cancer in the Estonian SSR. (In Estonian). Eesti NSV Teaduste Akadeemia Toimetised/Proceedings of the Academy of Sciences of the Estonian Soviet Socialist Republic **7(3)**: 276–280.
- OSTRAT, A. (1943): On the finds of larch cancer (*Dasyscypha Willkommii* (Hart) Rehm.) in Estonia. (In Estonian). Eesti Mets **7**: 177–179.
- OSTRAT, A. (1944): Plantations of *Larix Gmelinii* var. *Japonica* Pilger in the Training and Experimental Forest District of Tartu University. (In Estonian). Eesti Mets **5**: 89–91.
- OTTO, H.-J. (1993): Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung – dargestellt am Beispiel der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. Forst und Holz, **48(16)**: 454–456.
- PAAL, H. (1989): Introduction and acclimatization of Douglas fir in Estonia. (In Estonian). Eesti Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat **71**: 79–87.
- PAAL, H. (1996): Forest cultivation in Estonia. (In Estonian). Akadeemilise Metsaseltsi toimetised/Proceedings of the Academic Forestry Society V: 3–27.
- PAIVEL, A. (1970): Coniferous trees in the Baltic republics and Kaliningrad Region. (In Russian). Tallinn, Estonia. Manuscript in Tallinn Botanical Garden.
- PAVES, H. (1963): About the better larch stands in Estonia. (In Estonian). ENSV TA Toimetised/Proceedings of the Academy of Sciences of the Estonian Soviet Socialist Republic **12(2)**: 132–147.
- PAVES, H. (1974): Geographical sowings of Far Eastern larches in Estonia. (In Estonian). Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies XI: 103–113.
- PAVES, H. (comp., ed.) (2004): Larch in forests and parks. (In Estonian). Eesti Metsaselts, Tartu, Estonia.
- PETERKEN, G. F. (2001): Ecological effects of introduced tree species in Britain. Forest Ecology and Management **141(1–2)**: 31–42.
- RAEKSON, A. (1921): On the planting of alien trees in our forests. (In Estonian). Eesti Mets **9**: 131–132.
- REIM, P. (1924): Forest management. Pictures from homeland's forests 1–9. (In Estonian). Eesti Mets **7**: 72–74; **8**: 83–85; **9/10**: 96–98; **11/12**: 116–118; **13/14**: 135–137; **15/16**: 156–157; **17/18**: 174–177; **19/20**: 192–194; **21/22**: 212–214.
- REINTAM, L. (2002): Soils. (In Estonian). Eesti Entsüklopeedia [Encyclopaedia of Estonia] 11. [Estonia, General Overview]. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, Estonia, 153–161.
- REJMÁNEK, M. and D. M. RICHARDSON (2003): What makes some conifers more invasive? Proceedings of the Fourth International Conifer Conference. 2003. Acta Horticulturae **615**: 375–380.
- RICHARDSON, D. M. (1998): Forestry Trees as Invasive Aliens. Conservation Biology **12(1)**: 18–26.
- RICHARDSON, D. M. and M. REJMÁNEK (2004): Conifers as invasive aliens. A global survey and predictive framework. Diversity and Distributions **10(5–6)**: 321–331.
- RICHARDSON, D. M., P. PYŠEK, M. REJMÁNEK, M. G. BARBOUR, F. D. PANETTA and C. J. WEST (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions **6(2)**: 93–107.
- Riigi Metsavalitsus (1932): State forest management and state forest industry in 1918–1930. (In Estonian). Riigi Metsavalitsus, Tallinn, Estonia.
- RISBERG, R. (1933): Plantations of special timber tree species in the training and experimental forest district of the University. (In Estonian). Eesti Mets **5**: 151–154.
- ROUGET, M. and D. M. RICHARDSON (2003): Inferring process from pattern in plant invasions: A semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factors. American Naturalist **162(6)**: 1–14.
- ROUGET, M., D. M. RICHARDSON, J. L. NEL and B. W. VAN WILGEN (2002): Commercially important trees as invasive aliens – towards spatially explicit risk assessment at a national scale. Biological Invasions **4**: 397–412.
- RÜHL, A. (1926): About foreign tree species growing in Pärnu County. (In Estonian). Tartu Ülikooli Metsaosakonna toimetised **9**: 1–73.
- SANDER, H. (2006): Exotic coniferous trees in Estonia studied by A. PAIVEL in the 1950s and 1960s. (In Estonian, summary in English). Metsanduslikud uurimused/Forestry Studies **44**: 118–144.
- SANDER, H., J. ELLIKU and U. ROHT (2006): Most spread exotic conifer species in Estonia: introduction and establishment. (In Estonian, summary in English). Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat **84**: 159–184.
- SANDER, H. and T. MEIKAR (1996): Vater und Sohn Kühnert – Pioniere der Forstwirtschaft und des Gartenbaus in Estland. Allg. Forst und Jagdzeitung, **167(6)**: 116–121.
- SANDER, H. and T. MEIKAR (2007): Geschichte und Ergebnisse der Einführung der Fremdnadelbäume im Forstwesen der Baltischen Gouvernements Russlands Estland und Livland bis zum Jahr 1918. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung **178(9/10)**: 189–196.
- SARV, I. (1974): How to afforest the exhausted phosphorite quarries of Maardu. (In Estonian, summary in English) Metsanduslikud uurimused XI: 224–240.
- SAVILL, P., J. EVANS, D. AUCLAIR and J. FALCK (1998): Plantation Silviculture in Europe. Oxford University Press, Oxford, UK.
- SCHULTZ, H. (1929): Der Lärchenbestand bei Schloss Fiekel in Estland. Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 1929, 152–154.
- SCHABAK, E. (1921): Forestation of previous cut-over areas and plains. (In Estonian). Eesti Mets **1**: 9–11.
- SCHABAK, E. (1922a): Old plantations and nurseries of former forest management. Eesti Mets **11**: 175–177.
- SCHABAK, E. (1922b): About the selection of tree species for the forestry of Estonia. (In Estonian). Eesti Mets **1**: 2–5; **2**: 19–20.
- SEPP, L. (1928): Summer studies in the forests of Järva County. (In Estonian). Eesti Metsanduse Aastaraamat III: 115–148.
- SILANDER, V., J. LEHTONEN and T. NIKKANEN (2000): Performance of exotic conifers in Southern Finland. (In Finnish, summary in English). Metsäntutkimuslaitoksen Tiedonantoja **787**.
- SIVERS, F. W. (1783): Über das Forstwesen in Lief- und Ehstland. Der nordischen Miscellaneen **7**: 186–214.
- SJÖBERG, K. and K. DANELL (2001): Introduction of lodgepole pine in Sweden – ecological relevance for vertebrates. Forest Ecology and Management **141(1/2)**: 143–153.
- SPELLMANN, H. (1994): Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung **165(2)**: 27–34.
- TAIMRE, H. (1970): Douglas fir in Estonia and elsewhere. (In Estonian). Eesti Loodus **2**: 71–75.
- TAIMRE, H. (1989): Results of the cultivation of Douglas fir in the Estonian Soviet Socialist Republic. (In Estonian, summary in English). Eesti Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat **71**: 88–98.
- TUISKVERE, B. (1935): *Pinus banksiana* occupying the habitats of Scots pine. (In Estonian). Eesti Mets **10**: 329–332.
- TUISKVERE, B. (1936): (In Estonian). Larch is worth more attention. Eesti Mets **3**: 77–78; **4**: 115–117.
- VALK, U. and J. EILART (comp.) 1974: Forests of Estonia. (In Estonian). Valgus, Tallinn.
- VALK, U. and M. MARGUS (ed.) (1958): Problems of the reforestation of heath areas and management of wooded heaths. (In Estonian). Tartu.
- VARMOLA, M. and A. DEL LUNGO (2003): Planted Forests database (PFDB): structure and contents. Planted Forests and Trees Working Papers, Working Paper FP/25. Available at: <http://www.fao.org/docrep/009/y9933e/y9933e00.HTM> (accessed 10.08.2008).
- VILBASTE, G. (1939): Experiments with the acclimatization of trees and shrubs in state forest districts. (In Estonian). Eesti Mets **11**: 392–396.
- VIHROK, E. (1928): Foreign tree species in our forests. (In Estonian). Eesti Mets **1**: 16–18; **2**: 30–35; **3**: 57–60; **4**: 74–84; **5**: 103–106.

Fiskalische Effekte von Holznutzung im intersektoralen Vergleich

Aus dem Johann Heinrich von Thünen-Institut, Hamburg, Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft

(Mit 1 Abbildung und 1 Tabelle)

Von M. DIETER und K. BORMANN

(Angenommen Mai 2009)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Holznutzung; Steueraufkommen; Forst- und Holzwirtschaft.

Wood utilization; tax revenues; forest based sector economics.

1. EINLEITUNG

Der kontinuierliche Anstieg des Holzeinschlages in Deutschland in der Vergangenheit zeigt, dass Holz ein zunehmend nachgefragter Rohstoff ist, der von der heimischen Forst-, Holz- und Papierwirtschaft wettbewerbsfähig zu Halb- und Fertigwaren weiterverarbeitet wird (DIETER, ENGLERT, 2009). Gleichzeitig bestehen z. T. noch ungenutzte Rohholzpotentiale (OCHS et al., 2007), deren Erschließung politisch erwünscht ist, wie die Förderung auf direktem (z. B. im Rahmen der GAK) und indirektem Weg (z. B. über Pilotvorhaben zur Mobilisierung von Holz aus dem Kleinprivatwald) sowie die Ziele der Charta für Holz (BMVEL, 2004) zeigen.

Verschiedene Untersuchungen zur Weiterverarbeitung von Rohholz, so z. B. im Rahmen der bundesweiten Clusterstudie Forst und Holz (SEINTSCH, 2008) oder DIETER 2008, deuten an, welche gesamtwirtschaftliche Wertschöpfung durch Holznutzung generiert werden kann. Vor diesem Hintergrund sind unausgeschöpfte Nutzungspotentiale zunächst erklärungsbedürftig. Sie lassen sich zum einen damit begründen, dass Betriebe Gewinn und nicht Wertschöpfung anstreben. Produktionsabgaben und Arbeitnehmerentgelte sind für sie Kosten, die durch die Erlöse gedeckt werden müssen. Zum anderen ist die Struktur der Forstwirtschaft in Deutschland sehr heterogen; es existieren zahlreiche Waldbesitzer, vor allem mit kleinen Flächen, die nur extensiv oder gar nicht Holz nutzen (BMVEL). Die Gründe hierfür sind vielfältig. Für Kleinwaldbesitzer liegen sie häufig in fehlender waldbaulicher Kenntnis, in geringer Rationalisierung und damit hohen Stückkosten sowie in mangelndem Zugang zu den Holzmärkten. Darüber hinaus können Waldbesitzer aber auch andere Ziele, die einer Holznutzung möglicherweise entgegenstehen, verfolgen.

Angesichts der hohen Wertschöpfungspotentiale wird von verschiedener Seite die Frage gestellt, ob nicht die staatliche Unterstützung der Ernte von Rohholz in diesen Waldbesitzkategorien einen positiven gesamtwirtschaftlichen Nettonutzen erzeugen würde und ob sie damit nicht im gesamtstaatlichen Interesse läge. Der gesamtwirtschaftliche Nettonutzen einer staatlichen Maßnahme lässt sich in den meisten Fällen allerdings kaum ermitteln. Als Hilfsgröße werden in Zusammenhang mit Holznutzung daher häufig die Steuerrückflüsse genannt.

Mit der folgenden Kalkulation soll abgeschätzt werden, in welcher Größenordnung sich die zusätzliche Nutzung einer Einheit Rohholz auf die Steuereinnahmen und Sozialversicherungsbeiträge auswirkt. Da diese Steuern und Sozialversicherungsbeiträge Bund, Ländern und Gemeinden zu unterschiedlichen Anteilen zufließen und politische Entscheidungen in der Regel jeweils auf diesen Ebenen getroffen werden, werden die finanzwirtschaftlichen Effekte auch für diese drei Gebietskörperschaften aufgezeigt. Anschließend werden die errechneten fiskalischen Effekte mit denen anderer Förderoptionen außerhalb der Forstwirtschaft verglichen. Mit Hilfe dieses Vergleichs soll eine Antwort auf die Frage gege-

ben werden, wie die Förderung der Holznutzung aus gesamtgesellschaftlicher Sicht zu bewerten ist.

2. METHODE UND DATENGRUNDLAGE

Die Abschätzung der fiskalischen Effekte von Holznutzung baut auf einer Untersuchung der Wertschöpfung durch Holznutzung auf (DIETER, 2008). Darin wird mit Hilfe der Analyse eines teilgeschlossenen Input-Output-Modells errechnet, welche Wertschöpfung durch die Produktion einer zusätzlichen Einheit Rohholz (dies ist Rohholz – genau genommen Erzeugnisse des Produktionsbereiches Forstwirtschaft – im Wert von 1 Mio. EUR) unter bestimmten Voraussetzungen entstehen kann. Diese Voraussetzungen sind (1) Zugang zu den Weltmärkten (Gewährleistung des Absatzes), (2) Produktion von Roh- und Halbwaren (hohe Bedeutung des Rohstoffes Holz im Vergleich zu den komplementären Produktionsfaktoren) und (3) niedriger spezifischer Einfuhranteil (Abhängigkeit vom inländischen Angebot). Diese Voraussetzungen werden vor allem vom Holzgewerbe erfüllt. Eine Einheit Rohholz zusätzlich genutzt, im Holzgewerbe zu Holzwaren verarbeitet und anschließend auf dem Weltmarkt abgesetzt, führt im Ergebnis der Input-Output-Analyse zu einer generierten Wertschöpfung, die das 10,4-fache des Wertes des eingesetzten Rohholzes beträgt. Auf diesen Wertschöpfungsfaktor wird die Berechnung der fiskalischen Effekte bezogen.

Für die Berechnung der fiskalischen Effekte ist zwischen weitgehend fixen und variablen Steuern zu unterscheiden. Auf längere Sicht ist zwar jede Steuerart für ein Unternehmen variabel, für die vorliegende Berechnung werden aber nur diejenigen Steuern berücksichtigt, die bei einer marginalen Erhöhung der Produktion in der Forst- und Holzwirtschaft zusätzlich anfallen. Dies sind zum einen als Steuern auf die Wertschöpfung die Lohn- und Einkommensteuern einschließlich der Sozialversicherungsbeiträge, die Körperschaft- und die Gewerbesteuer sowie zum anderen als variable Steuern auf den Einsatz von Vorleistungsgütern die Nettogütersteuern (d. h. Gütersteuern abzüglich der Gütersubventionen).

Die Umsatzsteuer ist ausgeklammert, da eine Grundvoraussetzung des Wertschöpfungseffektes durch Holznutzung ist, dass die zusätzlich hergestellten Holzwaren auf dem Weltmarkt abgesetzt werden und damit im Inland keine Substitutionseffekte entstehen. Es wird unterstellt, dass der zusätzliche Absatz im Ausland erfolgt und damit ausländische Waren nicht vom deutschen Markt verdrängt werden. Bei Ausfuhren in Länder außerhalb der EU fällt im exportierenden Land keine Umsatzsteuer auf die exportierte Ware an. Bei Lieferungen innerhalb der EU gilt nach wie vor das eigentlich nur vorübergehend vorgesehene Prinzip der Umsatzbesteuerung im Bestimmungsland.

Die fiskalischen Effekte der Holznutzung sollen mit anderen Förderoptionen verglichen werden. Da die hierzu vorliegenden Ergebnisse nicht nach einem einheitlichen Ansatz berechnet wurden, werden im folgenden, zur besseren Vergleichbarkeit, zum einen die fiskalischen Effekte insgesamt (direkte und indirekte Effekte) und zum anderen nur die direkten Effekte berechnet und vorgestellt. Die Ergebnisse beziehen sich auf das Jahr 2005.

Der Berechnung der fiskalischen Effekte insgesamt liegt die Überlegung zugrunde, dass der Wert der ausgeführten Holzwaren die Summe der Wertschöpfung aller vorgelagerten Produktionsstufen repräsentiert. Aus diesem Grund werden die Steuern nicht auf die Struktur der Wertschöpfung im Holzgewerbe bezogen, sondern auf diejenige aller Wirtschaftsbereiche (StBA, FS, 18, R 1.4, Tab. 3.2.7). Die durch zusätzliche Rohholzproduktion im Wert von 1 Mio. EUR generierte Wertschöpfung in Höhe von 10,4 Mio. EUR teilt sich danach auf in 1,7 Mio. EUR Abschreibungen, 0,1 Mio. EUR sonstige Produktionsabgaben, 5,8 Mio. EUR Arbeitnehmerentgelte und 2,8 Mio. EUR Nettobetriebsüberschuss. Es wird unterstellt, dass eine marginale Produktionserhöhung die Abschreibungen nicht nennenswert erhöht, daher wird auf eine Berechnung zusätzlicher Steuern daraus verzichtet. Zusätzliche Produktionsabgaben entstehen bei einer marginalen Produktionserhöhung ebenfalls nicht, weshalb sie in die Betrachtung nicht mit einbezogen werden. Als indirekte Steuern entstehen jedoch Gütersteuern bei einer marginalen Produktionserhöhung. Aus den Input-Output-Tabellen des Statistischen Bundesamtes (StBA, FS 18, R 2, Tab. 1.3) wird der Anteil der Netto-Gütersteuern an der Bruttowertschöpfung ermittelt. Er beträgt im Jahr 2005 2,8%. Übertragen auf die Wertschöpfung von 10,4 Mio. EUR ergibt sich ein Netto-Gütersteueraufkommen von 0,29 Mio. EUR.

In der zweiten Berechnung sollen nur die direkten fiskalischen Effekte aus der Besteuerung der Forst- und Holzwirtschaft berücksichtigt werden. Betrachtet wird damit nur die Wertschöpfung, die bei einer Produktion im Wert von 1 Mio. EUR in der Forstwirtschaft und von 10,4 Mio. EUR im Holzgewerbe entsteht. Da hierbei die Vorleistungen jeweils außer Acht gelassen werden, sind die Wertschöpfungsbestandteile als Bemessungsgrundlage niedriger. Die Arbeitnehmerentgelte reduzieren sich auf 2,1 Mio. EUR, der Nettobetriebsüberschuss auf 0,8 Mio. EUR.

Wie im folgenden gezeigt wird, sind die Kennzahlen Arbeitnehmerentgelte und Nettobetriebsüberschuss die Hauptbemessungsgrundlage für die Steuerberechnung (siehe auch Tab. 1).

Die Lohn- und Einkommensteuer wird jeweils auf die Arbeitnehmerentgelte bezogen. Der unterstellte Steuersatz für die Lohn- und Einkommensteuer errechnet sich aus dem Anteil der festzusetzenden Einkommensteuer am Gesamtbetrag der Einkünfte (StBA, FS 14, R 7.1, Tab. 5); dieser kommt den Arbeitnehmerentgelten am nächsten. Der durchschnittliche Steuersatz im Jahr 2001 (das ist das aktuellste Jahr in der genannten Statistik) beträgt danach 18,33%. Die Aufteilung auf Bund, Länder und Gemeinden erfolgt nach den Verteilungsregeln des Grundgesetzes (Art. 106) und des Gemeindefinanzreformgesetzes (§ 1) wie folgt:

Bund:	42,5%
Länder:	42,5%
Gemeinden:	15,0%

Die Körperschaftsteuer zählt zu den kompliziertesten und umstrittensten Steuern in Deutschland, Steuerrechtsänderungen werden regelmäßig diskutiert (Sachverständigenrat, 2005, Punkt 391 ff.). Sie ist auf Gewinneinkünfte zu entrichten. Allerdings ist die Besteuerung nur auf einen Teil dieser Einkünfte beschränkt und nach der Art der Verwendung des Gewinns differenziert (Ausschüttung oder Einbehaltung). Für eine sektorale oder gar gesamtwirtschaftliche Betrachtung lässt sich die Körperschaftsteuer daher nur vergleichsweise pauschal herleiten. Sie wird jeweils auf den Nettobetriebsüberschuss mit einem Steuersatz von 25% (KStG 2002, § 23, Abs. 1) bezogen. Zahlreiche Unternehmen, gerade im Sektor Forstwirtschaft, sind keine Kapitalgesellschaften. Ihr Nettobetriebsüberschuss müsste daher aus der Berechnung der Körperschaftsteuer ausgeklammert werden. Anhand der verfügbaren Daten ist dies jedoch nicht möglich. Zudem müsste der Netto-

Tab. 1

Steueraufkommen bei einem zusätzlichen Rohholzaufkommen von 1 Mio. EUR.
Revenue from taxes by an additional roundwood supply of 1 million EUR.

	Einheit	WS-Faktor	Lohn- und Einkommensteuer	Körperschaftsteuer	Sozialversicherungsbeiträge	Gewerbesteuer	Gütersteuern abzgl. Gütersubventionen	Gesamt						
	1	2	3	4	5	6	7	8						
Volkswirtschaft insgesamt (direkte und indirekte fiskalische Effekte)	A													
Bemessungsgrundlage	B Mio. EUR	10,4	5,81	2,76	5,81	2,76	0,29							
Steuer-/Beitragssatz	C %		18,33	25,00	41,00	10,00								
Steuer / Beitrag	D Mio. EUR		1,06	0,69	1,69	0,28	0,29	4,01						
Aufteilung auf Bund, Länder und Gemeinden	E		%	%	%	%	%	%						
- Bund	F Mio. EUR		42,5	0,45	50,0	0,35	100,0	1,69	4,0	0,01	100,0	0,29	69,6	2,79
- Länder	G Mio. EUR		42,5	0,45	50,0	0,35	0,0	0,00	12,8	0,04	0,0	0,00	20,7	0,83
- Gemeinden	H Mio. EUR		15,0	0,16	0,0	0,00	0,0	0,00	83,2	0,23	0,0	0,00	9,7	0,39
nur Forstwirtschaft und Holzgewerbe (direkte fiskalische Effekte)	I													
Bemessungsgrundlage	B Mio. EUR		2,14	0,86	2,14	0,86	0,11							
Steuer-/Beitragssatz	C %		18,33	25,00	41,00	10,00								
Steuer / Beitrag	D Mio. EUR		0,39	0,21	0,62	0,09	0,11	1,43						
Aufteilung auf Bund, Länder und Gemeinden	E		%	%	%	%	%	%						
- Bund	F Mio. EUR		42,5	0,17	50,0	0,11	100,0	0,62	4,0	0,00	100,0	0,11	70,9	1,01
- Länder	G Mio. EUR		42,5	0,17	50,0	0,11	0,0	0,00	12,8	0,01	0,0	0,00	20,0	0,29
- Gemeinden	H Mio. EUR		15,0	0,06	0,0	0,00	0,0	0,00	83,2	0,07	0,0	0,00	9,1	0,13

Datengrundlage: StBA FS 14, R. 7.1, Tab. 5; StBA FS 18, R. 1.4, Tab. 3.2.7; StBA FS 18, R. 2, Tab. 1.3; DIETER, 2008

WS-Faktor: Wertschöpfungsfaktor

A whole economy (direct and indirect fiscal effects), B determination base, C tax rate/contribution rate, D tax/contribution, E distribution on regional authorities, F federation, G federal states, H communities, I only forestry/manufacture of wood products (direct fiscal effects); 1 unit, 2 added value factor, 3 income tax, 4 corporate tax, 5 social insurance contribution, 6 trade tax, 7 other taxes less subsidies on production, 8 total.

betriebsüberschuss dann, wenn er von den Betriebsinhabern entnommen wird, der Einkommensteuer unterzogen werden, was mit dem vorliegenden Vorgehen zumindest im Ansatz ausgeglichen wird. Bei der Berechnung der Körperschaftsteuer wird auch eine mögliche steuerliche Doppelbelastung bei Gewinnausschüttung an die Anteilseigner nicht berücksichtigt.

Die Sozialversicherungsbeiträge sind zwar formal keine Steuern. Sie entlasten aber die notwendigen Zuschüsse des Bundes an die jeweiligen Kassen (Grundgesetz, Art. 120; BMF 2008, S. 78) und werden daher mit zu den fiskalischen Effekten gezählt. Sie fließen nur dem Bund zu. Der Beitragssatz für alle vier Pflichtversicherungen Krankheit/Pflege (14%), Arbeitslosigkeit (6,5%) und Rente (19,5%) beträgt im Jahr 2005 ca. 41%. Die Beiträge sind in den ausgewiesenen Arbeitnehmerentgelten bereits enthalten und werden daher aus diesen herausgerechnet.

Die Gewerbesteuer ist eine weitere Steuer, die den (steuerpflichtigen) Gewinn von Unternehmen zum Gegenstand hat. Auch bei ihr gibt es Besonderheiten wie z.B., dass freiberufliche Tätigkeiten ausgenommen sind und wegen der relativ hohen Freibeträge kleine Betriebe tendenziell begünstigt sind. Da die Gewerbesteuerstatistik vor mehr als 30 Jahren eingestellt wurde, kann auch die Höhe der Gewerbesteuer nur unter vergleichsweise pauschalen Annahmen berechnet werden. Als Gewinn wird jeweils der Nettobetriebsüberschuss herangezogen. Wegen der unterschiedlichen Berechnungsformeln für Kapitalgesellschaften einerseits und Einzelunternehmen und Personengesellschaften andererseits wird der durchschnittliche Steuersatz gutachterlich bestimmt. Er ist am Steuersatz für Kapitalgesellschaften bei einem Hebesatz von 400 Prozentpunkten orientiert (16,7%) und auf 10% nach unten korrigiert.

3. ERGEBNISSE

Unter den bereits genannten Annahmen errechnen sich folgende fiskalische Effekte der Holznutzung (*Tab. 1*).

Das Steueraufkommen bei einem zusätzlichen Rohholzaufkommen im Wert von 1 Mio. EUR beläuft sich für die Volkswirtschaft insgesamt auf 4,01 Mio. EUR, begrenzt auf den Bereich Forstwirtschaft und Holzgewerbe auf 1,43 Mio. EUR. Den größten Anteil an diesen Summen haben die Sozialversicherungsbeiträge sowie die Lohn- und Einkommensteuer. Die Betrachtung der gesamten Volkswirtschaft führt bei allen einbezogenen Steuerarten zu einem ungefähr dreimal höheren Effekt als bei alleiniger Betrachtung der direkten Effekte im Bereich Forstwirtschaft und Holzgewerbe. Auf den Bund entfallen ca. 70%, auf die Länder ca. 20% und auf die Gemeinden knapp 10% des zusätzlichen Steueraufkommens. Die Betrachtung nur der direkten Effekte führt zu einem etwas höheren Anteil für den Bund und geringeren Anteilen für Länder und Gemeinden als bei der Gesamtbetrachtung.

Die beiden Ergebnisse zeigen den fiskalischen Effekt einer zusätzlichen Holznutzung auf. Nicht behandelt ist in diesem Zusammenhang die Frage, bei welcher staatlichen Unterstützung diese zusätzliche Holznutzung und damit der fiskalische Effekt ausgelöst wird. Zu wenig ist noch darüber bekannt, welche Grenzkosten bei der Gewinnung neuer Waldbesitzer entstehen und wie hoch die Kosten sind, deren Holzpotentiale zu nutzen. Wird im folgenden die sehr pauschale Annahme getroffen, dass die Kosten so hoch wie die derzeitigen Holzerlöse sind und unterstellt, dass diese Kosten voll durch eine staatliche Subventionierung gedeckt werden, dann errechnet sich selbst für diese extreme Annahme ein gesamtstaatlicher Nettonutzen von 143% bzw. 401% der staatlichen Zahlung. Ob eine solche Förderung aus gesamtstaatlicher Perspektive heraus effizient ist, lässt sich nur beantworten, wenn auch die alternativen Verwendungsarten der gegebenen staatlichen Mittel berücksichtigt werden. Dies soll im folgenden Kapitel anhand einiger Beispiele untersucht werden.

4. VERGLEICH MIT ANDEREN FORDEROPTIONEN

Für den Vergleich der fiskalischen Effekte von Holznutzung mit anderen Förderoptionen können Untersuchungen aus verschiedenen Bereichen herangezogen werden. Diese werden im folgenden kurz vorgestellt, die Ergebnisse finden sich in *Abbildung 1*.

RAGNITZ (2004) untersucht die finanzwirtschaftlichen Auswirkungen der Förderung von Unternehmensansiedlungen im Land Sachsen-Anhalt. Über eine Modellrechnung auf der Grundlage von realen Durchschnittswerten werden die verausgabten Fördermittel und die der Investition zurechenbaren Steuermehreinnahmen bzw. Minderausgaben ermittelt. Neben den direkten Effekten im Beschäftigungs- und Produktionsbereich der geförderten Unternehmen werden auch die bei Zulieferunternehmen induzierten Effekte berücksichtigt. Nicht berücksichtigt wird die Multiplikatorwirkung aufgrund der zusätzlichen Einkommen. Die Modellrechnung erfolgt an zwei Beispielfällen, zum einen ein kleineres Unternehmen mit 200 Beschäftigten (Fall 1), zum anderen ein größeres mit 500 Beschäftigten (Fall 2).

Eine Untersuchung von HARDT et al. (2006) ermittelt die regionalökonomischen und fiskalischen Effekte, die sich aus einem mit 100 Mio. EUR dotiertem Förderprogramm zum Sportstättenbau in Niedersachsen ergeben. Die Betrachtung erstreckt sich über einen Zeitraum von 10 Jahren (2007 bis 2016). Die Wertschöpfungs- und Beschäftigungseffekte werden aus den Daten der in den Jahren 2003 bis 2005 tatsächlich geförderten Anlagen über eine Input-Output-Analyse hergeleitet. Für die Analyse wird ein offenes statisches Leontief-Modell genutzt, welches um Multiplikatoreffekte erweitert wurde. Aufbauend auf den Ergebnissen der Input-Output-Analyse wurden die Steuerrückflüsse für Niedersachsen ermittelt. Die Analyse umfasst zwei Varianten, die sich in der Höhe des Fördersatzes unterscheiden.

MADLENER und KOLLER (2005) stellen in ihrer Untersuchung mit Hilfe der statischen Input-Output Analyse die Wertschöpfungs-, Beschäftigungs- und fiskalischen Effekte der Förderung von verschiedenen Biomasseanlagen dar. Zusätzlich nehmen sie eine Abschätzung der konjunkturellen Effekte und der CO₂-Einsparung vor. Die Untersuchung bezieht sich auf die Förderung im Rahmen eines „Schwerpunktprogramms Biomasse“ im österreichischen Bundesland Vorarlberg, welches seit 1993 Investitionskostenzuschüsse für Biomasseanlagen gewährt.

WERDING und HOFMANN (2006) stellen die fiskalischen Effekte eines Menschen, der 2000 geboren wurde und bis maximal 2100 lebt im deutschen Steuer- und Sozialsystem dar. Berücksichtigt werden durchschnittliche durch diesen Menschen verursachte öffentliche Einnahmen und Ausgaben, also die marginalen fiskalischen Effekte. Mit ihrem Vorgehen berücksichtigen die Autoren nur die direkten fiskalischen Effekte.

AMMERMÜLLER et al. (2005) bewerten für die deutschen Bundesländer den Beitrag des Humankapitals zu Wachstum und Beschäftigung. Dabei werden Bildungsausgaben und -nutzen in Relation gesetzt und die Auswirkungen der Bildung auf Arbeitseinkommen, Beschäftigung und Produktivität untersucht. Abschließend wird die private, soziale und fiskalische Bildungsrendite ermittelt. Die Ermittlung der fiskalischen Bildungsrendite wird nach DE LA FUENTE (2003) berechnet und setzt den Barwert der Steuerrückflüsse und eingesparten Sozialleistungen zum Barwert der Bildungsausgaben ins Verhältnis. Ergebnis ist der Nutzen eines weiteren Jahres Bildung. Auch in dieser Studie umfasst die fiskalische Bildungsrendite als Vergleichsgröße nur die direkten Effekte.

Für den Vergleich der Studien wurden jeweils nur die direkten Effekte herangezogen (*Abb. 1*). Es ist zu bedenken, dass die Ergebnisse in den einzelnen Studien auf unterschiedliche Art und Weise hergeleitet wurden, auf unterschiedlichen Daten aufbauen und jeweils unterschiedliche Zeiträume betrachtet werden. Die erkenn-

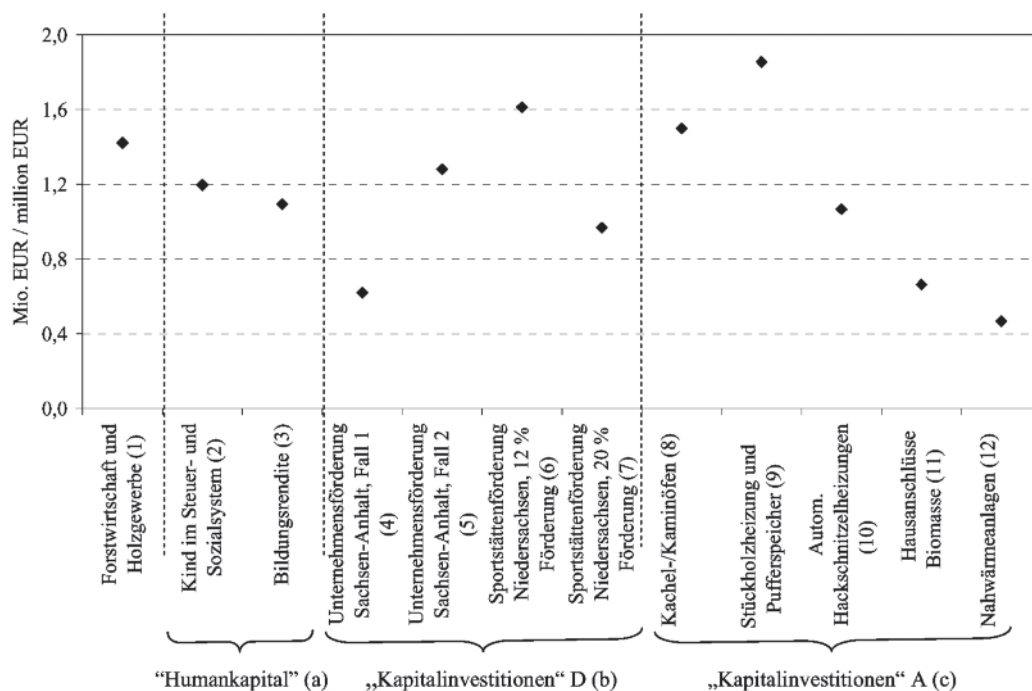


Abb. 1

Ausgelöste direkte fiskalische Effekte pro 1 Mio. EUR,
Vergleich zwischen Forstwirtschaft/Holzgewerbe und anderen Förderoptionen.

Released direct fiscal effects per 1 million EUR,
comparison between forestry/manufacture of wood products and other aid options.

Quelle: eigene Berechnungen tlw. auf Basis verschiedener Literaturquellen (RAGNITZ, 2004; HARDT et al., 2006; MADLENER und KOLLER, 2005; WERDING und HOFMANN, 2006); AMMERMÜLLER et al., 2005)

- (1) forestry and manufacture of wood products, (2) child in tax- and welfare-system, (3) rate of return to schooling, (4) business aid program Saxony-Anhalt, case 1, (5) business aid program Saxony-Anhalt, case 2, (6) sports facilities aid program in Lower Saxony, 12% aid, (7) sports facilities aid program in Lower Saxony, 20% aid, (8) tiled stove, (9) firewood heating and buffer stores, (10) automatic wood chip heat-ing, (11) house connection biomass, (12) district heating system
(a) "human-capital", (b) "capital-investment" Germany, (c) "capital-investment" Austria.

baren Unterschiede sollten vor diesem Hintergrund nicht überbewertet werden. Die Ergebnisse aller betrachteten Beispiele liegen zudem in einem vergleichbaren Bereich. Investitionen in Humankapital sind hinsichtlich ihrer fiskalischen Effekte durchaus mit Kapitalinvestitionen vergleichbar. Die staatliche Förderung zusätzlicher Holznutzung ragt weder über die anderen Förderoptionen heraus, noch ist sie den zum Vergleich herangezogenen Optionen eindeutig unterlegen.

5. DISKUSSION

Die vorgestellten Ergebnisse umreißen die direkten und indirekten fiskalischen Effekte von Holznutzung in Deutschland. Sie lassen sich auf eine Veränderung der Holznutzung in beide Richtungen hin anwenden: sowohl auf eine zusätzliche Holznutzung als auch auf eine Einschränkung der Holznutzung, z.B. durch Naturschutzmaßnahmen. Der fiskalische Effekt zusätzlicher Holznutzung ist so hoch, dass selbst die staatliche Subventionierung in Höhe des Rohholzwertes einen staatlichen Nettonutzen bewirken würde. In umgekehrter Richtung bewirken Nutzungseinschränkungen entsprechend hohe negative fiskalische Effekte. Gerade weil dieses Ergebnis rechnerisch so deutlich ausfällt, müssen im folgenden die zugrundeliegenden Rahmensetzungen kritisch diskutiert werden.

Trotz ihrer Untergliederung in 71 Produktionsbereiche bieten die der Abschätzung zugrundeliegenden Input-Output-Tabellen nur eine eher grobe Klassifizierung der Wirtschaft. Gerade das Holzgewerbe ist im Hinblick auf Größenklassen und Rechtsformen der Unternehmen recht inhomogen. Folglich ist es für die Höhe der fiskalischen Effekte erheblich, von welchen Unternehmen die Holzwaren aus der zusätzlichen Einheit Rohholz gefertigt werden. Weiterhin ist das Holzgewerbe hinsichtlich des Verarbeitungsgrades der Holzwaren und damit auch deren Wertes sehr inhomogen, und die fiskalischen Effekte eines Exportes von Waren der ersten Verarbeitungsstufe dürften deutlich niedriger sein als die Effekte eines Exportes von weiterverarbeiteten Holzwaren. Diese Überlegungen machen noch einmal deutlich, dass die vorliegenden Ergebnisse nur als grobe Anhaltswerte verwendet werden dürfen. Sie gelten zudem nur für die der Untersuchung zugrundeliegende Außenhandelsstruktur. Sollte Deutschland, beispielsweise im Zuge der gegenwärtigen Wirtschaftskrise, zusätzlich produzierte Holzwaren nicht mehr auf den internationalen Märkten absetzen können, verlieren die errechneten fiskalischen Effekte ihre Gültigkeit.

Den Berechnungen liegen auch, z. T. pauschale, Annahmen über die durchschnittlichen Steuersätze zugrunde. Diese Annahmen machen die Ergebnisse der vorliegenden Studie ebenfalls unscharf. Die Ergebnisse lassen sich aber z. T. mit denen anderer Studien

vergleichen. Der Untersuchung zu den Effekten von Investitionen in den Sportstättenbau in Niedersachsen (HARDT et al., 2006) lässt sich z. B. das Steueraufkommen je 1.000 EUR Wertschöpfung, bezogen auf das Land Niedersachsen, entnehmen. Danach ergibt sich für die Einkommenssteuer ein Verhältnis von 0,072, für die Gewerbesteuer von 0,013 und für die Körperschaftsteuer von 0,006. Für den Bereich Forstwirtschaft und Holzgewerbe ergibt sich aus *Tabelle 1* für die Lohn- und Einkommensteuer ein Verhältnis von zusätzlichem Steueraufkommen zu zusätzlicher Wertschöpfung von 0,102, für die Gewerbesteuer von 0,027 und für die Körperschaftsteuer von 0,066. Alle Verhältniszahlen der vorliegenden Studie liegen über denjenigen der von HARDT et al. Das mag v.a. daran liegen, dass in letzterer nur die Steuerrückflüsse nach Niedersachsen betrachtet werden. Für die Körperschaftsteuer deutet der Vergleich allerdings darauf hin, dass in der Rechnung für den Bereich Forstwirtschaft und Holzgewerbe der unterstellte Steuersatz zu hoch eingeschätzt und damit das Steueraufkommen überschätzt sein könnte.

Eine Grundüberlegung der Untersuchung ist, dass in Deutschland Holzpotentiale deshalb ungenutzt bleiben, weil die Besitzer der entsprechenden Waldflächen strukturell benachteiligt sind und staatliche Hilfe diese Waldbesitzer in die Lage versetzen kann, ihr Holz wettbewerbsfähig auf den Holzmärkten anzubieten. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass für zahlreiche Waldbesitzer die Erzielung von Erträgen aus dem Wald ein so nachrangiges Ziel ist, dass auch stärkere Unterstützung keinen Effekt auf die Nutzung haben dürfte (SCHAFFNER, 2001). Allein das Angebot einer stärkeren staatlichen Hilfe ist damit kein Garant für ein höheres Holzaufkommen und die errechneten Steuerrückflüsse.

Es ist aber auch vorstellbar, dass die errechneten fiskalischen Effekte von Holznutzung bei einer deutlich geringeren staatlichen Subventionierung als der im Ergebnisvergleich unterstellten ausgelöst werden. In diesem Fall wären Mitnahmeeffekte zu erwarten, die sich jedoch auf Grundlage des derzeitigen Informationsstandes nicht quantifizieren lassen, ebenso wenig wie die Transaktionskosten, die zur Vermeidung der Mitnahmeeffekte notwendig wären. Bei förderpolitischen Folgerungen aus den Ergebnissen ist neben möglichen Mitnahmeeffekten auch die Verteilung der Steuerrückflüsse auf die Gebietskörperschaften Bund, Länder und Gemeinden zu berücksichtigen. Fördermaßnahmen im Rahmen der GAK (Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“) mit einer Aufteilung der Fördermittel im Verhältnis 60% Bund und 40% Land würden den Bund, gemessen nur an den fiskalischen Effekten, vergleichsweise besser und die Länder schlechter stellen. Die Gemeinden wären dabei reine Profiteure.

Aus gesamtstaatlicher Sicht steht die Förderung zusätzlicher Holznutzung in Konkurrenz mit anderen Politikzielen. Die Wertigkeit dieser Politikziele muss von der Politik vorgegeben werden. Wird auf eine gesellschaftliche Bewertung der zu erreichenden Ziele verzichtet und werden für die miteinander verglichenen Förderoptionen nur die fiskalischen Effekte betrachtet, erweist sich die Förderung zusätzlicher Holznutzung als durchaus attraktive Förderoption. Sie ist aber keinesfalls die vorteilhafteste. Andere staatliche Kapitalinvestitionen können noch höhere Rückflüsse erreichen. Die etwas niedrigeren Rückflüsse der beiden untersuchten Investitionen in Humankapital dürfen dabei nicht fehl interpretiert werden. Die in den Kapitalinvestitionen sowie in der Option Forstwirtschaft und Holzgewerbe errechneten Effekte sind nur mit dem Einsatz von geeignetem Humankapital möglich. Dies zeigt, dass staatliche Investitionen in Kinder und Familie oder in Bildung allgemein weitaus höhere indirekte fiskalische Effekte erbringen können, als ihre direkten Effekte vermuten lassen.

Mit den bisherigen Überlegungen wurde versucht, Hinweise zum optimalen Einsatz gegebener staatlicher Mittel zu geben. Die hohen

fiskalischen Effekte, gerade die hohen direkten und indirekten Effekte der Holznutzung, geben aber auch Anlass, über staatliche Anleihen nachzudenken, mit deren Hilfe diese Effekte ausgelöst werden können. Das Verhältnis der Steuerrückflüsse eines Jahres zur möglichen notwendigen Subventionshöhe (selbst in Höhe des Gesamtwertes des zusätzlich genutzten Holzes) liegt in jedem Fall weit über den üblichen Zinssätzen für Staatsanleihen. Von einer Empfehlung in diese Richtung wird aber Abstand genommen. Denn im Rahmen eines Risikomanagements müssten den möglichen Steuerrückflüssen im Falle des Gelingens die Kosten des Scheiterns in Form von geringerem verfügbarem Einkommen und damit geringerer konsuminduzierter Produktion gegenübergestellt werden.

6. ZUSAMMENFASSUNG

Im vorliegenden Beitrag wird abgeschätzt, in welcher Größenordnung sich die zusätzliche Nutzung einer Einheit Rohholz auf die Steuereinnahmen und Sozialversicherungsbeiträge auswirkt. Das zusätzliche Steueraufkommen wird nach den Verteilungsschlüsseln der jeweiligen Steuer bzw. des Beitrags auf Bund, Länder und Gemeinden aufgeteilt. Die berechneten fiskalischen Effekte bei einem zusätzlichen Rohholzaufkommen von 1 Mio. EUR belaufen sich auf 1,43 Mio. EUR (nur direkte Effekte) bzw. 4,01 Mio. EUR (direkte und indirekte Effekte) (*Tab. 1*). Mehr als zwei Drittel davon entfallen auf den Bund. Anschließend werden die errechneten fiskalischen Effekte mit denen anderer Förderoptionen außerhalb der Forstwirtschaft verglichen (*Abb. 1*). Alle betrachteten Optionen liegen in einem vergleichbaren Bereich. Die Holznutzung scheint im Vergleich mit den Beispielen aus anderen Sektoren weder zu überragen noch zu unterliegen.

7. Summary

Title of the paper: *Fiscal effects of the use of wood compared to effects in other sectors.*

The study presents an estimation on the extent to which one additional unit of roundwood supply generates taxes and social insurance contribution. The additional tax revenues are allocated to the three regional authorities: federation, federal states and communities, according to the existing laws. One unit roundwood supply corresponds to forestry output in the amount of 1 million EUR. The fiscal effects account for 1.43 million EUR taking in account only the direct effects and 4.01 million EUR accounting for both the direct and indirect effects (*tab. 1*). More than two third are allotted to the federation level. In a subsequent step, these fiscal effects are compared to other state aid options outside forestry (*fig. 1*). The fiscal effects of all analysed options range in the same order of magnitude. Therefore, public funding of wood supply neither outperforms the analysed non-forestry options nor is it beaten by those.

8. Résumé

Titre de l'article: *Effets fiscaux de l'utilisation de bois dans une comparaison intersectorielle.*

Dans cet article on estime dans quel ordre de grandeur l'utilisation supplémentaire d'une unité de bois brut agit sur les rentrées fiscales et les contributions à la Sécurité Sociale. Le revenu fiscal supplémentaire, selon les règles de répartition des impôts respectifs est réparti en quotes-parts qui vont au niveau fédéral, aux Länder et aux communes. Les effets calculés provenant d'une production supplémentaire de bois brut de 1 million d'euros s'élèvent respectivement à 1,43 million d'euros (uniquement effets directs) et à 4,01 millions d'euros (effets directs et indirects) (*Tab. 1*). Plus des deux tiers en reviennent au niveau fédéral. Parallèlement on a comparé les effets fiscaux calculés avec ceux d'autres types de production

autres que forestiers (*Fig. 1*). Toutes les autres options envisagées se situent dans un domaine comparable. L'utilisation du bois, en comparaison avec les exemples tirés d'autres secteurs ne présente ni supériorité ni infériorité.

R. K.

9. Literaturhinweise

- AMMERMÜLLER, A., A. KUCKULENZ, C. Lauer und T. Zwick (2005): Human capital as a factor of growth and promotion of employment at the regional level: the case of France and Germany. CoR Studies E, H. 2, Brüssel.
- BMF (Bundesministerium der Finanzen) (2008): Monatsbericht Mai 2008. Berlin.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft): Die Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2002 bis 2003. Abfrage der Internetdatenbank.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2004): Verstärkte Holznutzung zugunsten von Klima, Lebensqualität, Innovationen und Arbeitsplätzen (Charta für Holz). Bonn: BMVEL.
- Körperschaftssteuergesetz 2002 (KStG 2002), Bundesgesetzblatt, Jhg. 2002, Teil I Nr. 75, S. 4145–4166.
- DE LA FUENTE, A. (2003): Human capital in a global and knowledge-based economy, Part II: Assessment at the EU country level. Report for the European Commission, DG for Employment and Social Affairs.
- DIETER, M. (2008): Analyse der Wertschöpfung durch Holznutzung aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 179 (10), S. 202–207.
- DIETER, M. und H. ENGLERT (2009): Die Wettbewerbsfähigkeit der Europäischen Holzwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz. Eingereicht in: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen.
- Gesetz zur Neuordnung der Gemeindefinanzen (Gemeindefinanzreformgesetz), Bundesgesetzblatt, Jhg. 2001, Teil I, Nr. 15, S. 483–486.
- Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland, 2007, Deutscher Bundestag, Berlin.
- HARDT, U., R. ERTEL und U. SCHASSE (2006): Regionalökonomische und fiskalische Effekte aus Investitionen in den Sportstättenbau. Gutachten im Auftrag des LandesSportBund Niedersachsen, Institut für Wirtschaftsforschung, Hannover.
- MADLENER, R. und M. KOLLER (2005): Ökonomische Auswirkungen der Förderung von Biomasseanlagen: Eine Input-Output Analyse für Voralpberg. ETH, Centre for Energy Policy and Economics, Department of Management, Technology and Economics, Zürich.
- OCHS, T., C. DUSCHL und B. SEINTSCH (2007): Rohstoffversorgung beim Nadelholz angespannt: Teil II der Studie „Regionalisierte Struktur- und Marktanalyse der 1. Verarbeitungsstufe der Holzwirtschaft“. Holz-Zentralblatt, 133. Jg., Nr. 12, S. 318–320.
- RAGNITZ, J. (2004): Finanzwirtschaftliche Effekte der Ansiedlungsförderung – dargestellt am Beispiel des Landes Sachsen-Anhalt. Institut für Wirtschaftsforschung Halle, Halle (Saale).
- Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (Sachverständigenrat) (2005): Die Chance nutzen – Reformen mutig voranbringen. Jahresgutachten 2005/2006, Berlin.
- SCHAFFNER, S. (2001): Realisierung von Holzvorräten im Kleinprivatwald – Typen von Kleinprivatwaldbesitzern und deren Verhalten bezüglich Waldbewirtschaftung und Nutzungsaufkommen. Dissertation an der TU-München.
- SEINTSCH, B. (2008): Entwicklungen des Clusters Forst und Holz: Studie „Volkswirtschaftliche Bedeutung des Clusters Forst und Holz“ im Rahmen der „Bundesweiten Clusterstudie Forst und Holz“. Holz-Zentralblatt, 134. Jg., Nr. 49, S. 1390–1391.
- STBA (Statistisches Bundesamt) (2006): Finanzen und Steuern – Lohn- und Einkommensteuer. Fachserie 14 Reihe 7.1. Wiesbaden.
- STBA (Statistisches Bundesamt) (2008): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen – Inlandsproduktberechnung. Fachserie 18, Reihe 1.4. Wiesbaden.
- STBA (Statistisches Bundesamt) (2008): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen – Input-Output-Rechnung. Fachserie 18, Reihe 2. Wiesbaden.
- WERDING, M. und H. HOFMANN (2006): Die Fiskalische Bilanz eines Kindes im deutschen Steuer- und Sozialsystem. Ifo Schnelldienst 59, H. 2, S. 28–36.

Buchbesprechung

Chênaies continentales. Von TH. SARDIN (Koordination). Office National des Forêts (ONF), 2008, Paris, 455 S. incl. zahlreiche farbige Abbildungen und Tabellen. ISBN 978-2-84207-321-3. 45,- €.

Mit dem Band „Chênaies continentales“ (Kontinentale Eichenwälder) legt die französische Staatsforstverwaltung (Office National des Forêts) nun bereits einen weiteren Band in der neuen Serie „Guide des silvicultures“ (Waldbau-Führer) vor. Das Werk „Chênaies continentales“ komplettiert „Chênaie atlantique“ (Atlantischer Eichenwald) als kompaktes Werkzeug zur nachhaltigen Eichenwirtschaft für Frankreich. Beide Arbeiten sind auf Praxisnähe ausgerichtete Darstellungen eines wichtigen Themas der aktuellen Forstwirtschaft in Frankreich.

Ist nicht die Zeit der großen forstlichen Monographien vorüber? In Abgrenzung gegenüber wissenschaftlichen Monographien zu einer Baumart (z. B. „Le hêtre“ der INRA (TEISSIER DU CROS et al., 1981 oder „Die Fichte“, H. SCHMIDT-VOGT, 1977–1991) als wissenschaftlichem Referenzwerk fokussieren die „Guide des silvicultures“ bewusst nur auf das fachlich ausgebildete Forstpersonal oder engagierte Waldbesitzer. Nicht die bis ins Letzte geschliffene, wissenschaftliche Diskussion konträrer Standpunkte steht hier im Vordergrund, sondern die verständliche Formulierung waldbaulicher Konzepte. Dies geschieht jedoch stets auf fundierter fachlicher, aktueller und dennoch wissenschaftlicher Basis. Gerade hier rechtfertigt sich auch der Ansatz einer monographischen Darstellung. Aus der internationalen Perspektive betrachtet, bietet diese Serie einen exzellenten Einblick in das breite Spektrum der aktuellen Waldbewirtschaftung und die waldbauliche Denkweise in unserem Nachbarland.

Die Eichen repräsentieren die flächenmäßig wichtigste Baumart in Frankreich. Der Blick auf den französischen Staatswald spricht eine noch deutlichere Sprache: Die Eichen stellen im Holzverkauf etwa 15% des Volumens und 40% des Verkaufswertes dar. Die kontinentalen Eichenwälder umfassen dabei eine beeindruckende Fläche von 800 000 ha verteilt auf 8 Regionen und 20 Départements im öffentlichen Wald. Die geographischen Grenzen, innerhalb derer diese waldbaulichen Empfehlungen angewendet werden können, verlaufen entlang der Grenzen zu Belgien, Luxemburg, Deutschland und der Schweiz. Aus mitteleuropäischer Sicht allerdings unerwartet, kann ein solcher Waldbau für kontinentale Eichenwälder aber auch auf die Eichenbestände der Normandie und die nördlichste Spitze Frankreichs (Pas-de-Calais) angewendet werden. Dies ergibt sich aus der biogeographischen Abtrennung gegenüber atlantischen Eichenwäldern: Diese sind geprägt durch deutliche Sommertrockenheit (z. B. südlich der Seine), jedoch kaum durch deutliche Winterfröste.

In fünf Kapiteln wird Grundlegendes zu Vorkommen, Standorte, Ökologie, multifunktionaler Waldwirtschaft, Wachstumssteuerung in gleichaltrigen und (sic!) ungleichaltrigen Eichenwäldern, sowie zu Holzqualität und Holzmarkt der Eiche dargestellt.

Kapitel Eins beschreibt die standörtlichen Ansprüche, Vorräte nach Waldbesitzarten und räumlicher Verteilung, die Gliederung nach Hochwald sowie Mittelwald bzw. Niederwald in Überführung zu Hochwald gefolgt von detaillierten Aufstellungen zur Produktivität und zu Holzpreisen. Sehr gelungen ist die übersichtliche Beschreibung der acht Standortgruppen, auf denen jeweils Stieleiche oder Traubeneiche empfohlen wird. Wie alle Teile des Buchs

finden sich auch in diesem Abschnitt zahlreiche gelungene Photographien, leider jedoch nicht immer mit klarem Bezug zur Textausage, sondern eher zum Auflockern des inhaltlich sehr gehaltvollen Textes. Gerade für fachlich weniger versierte Waldbesitzer hätte allerdings die Beschreibung der acht Standortgruppen wohlthuend mit beispielhaften Abbildungen illustriert werden können.

Mit dem Thema des zweiten Kapitels „Rahmenbedingungen für eine multifunktionale Waldwirtschaft“ wird die Vielfalt der möglichen waldbaulichen Vorgehensweisen als ein Grundmotiv dieses Buchs angestimmt. Die Möglichkeiten, Eichenwälder zu bewirtschaften ohne eine multifunktionale Forstwirtschaft aufzugeben, sind vielfältig: Je nach Kontext, ausgerichtet auf die Wachstumsabläufe von Trauben- oder Stieleiche, auf das Ziel der Wertholzproduktion oder mehr den Erhalt und die Förderung der Biodiversität, zur Landschaftspflege und Verbesserung der Erholungswirkungen oder auch auf den Erhalt von anthropogenen Eichenwäldern auf Buchenstandorten. Zuletzt wird schließlich eine Fragestellung aufgegriffen, die im deutschsprachigen Raum eine nur noch marginale Rolle einnimmt: Die verbleibenden waldbaulichen Freiheiten bei der Umwandlung von ehemaligen Nieder- und Mittelwäldern in Hochwälder. Hier werden auch die drei grundlegenden waldbaulichen Denkweisen für alle nachfolgenden Kapitel vermittelt: „Klassischer Eichenwaldbau“ mit langen Produktionszeiten (Traubeneiche: Zieldurchmesser von 75–80 cm BHD, A-B Qualität in 130–140 J auf den besten Standorten bei $H_0 = 32,5$ m in 100 Jahren und 60 Z-Bäumen), „Dynamischer Eichenwaldbau“ mit reduzierten Produktionszeiten bei weiten Jahrringen sowie das waldbauliche Konzept „Dauerhafte Freistellung“. Bei Letzterem soll ein Zieldurchmesser von 75–80 cm (A-B Qualität) in nochmals kürzeren Produktionszeiten (105–110 Jahre) mit 50 Traubeneichen bei einer astfreien Schaftlänge von 7–8 m erreicht werden. Sehr angenehm fällt hier auf, in welchem hohem Maße die Systematik der Produktionsziele durchdacht ist: Unterschiedliche Produktionsziele für Stiel- und Traubeneiche, reduzierte Zieldurchmesser sowie kürzere Produktionszeiten und höhere Z-Baum Zahlen entsprechen schlechteren Zielqualitäten und schließlich längere astfreie Schaftlängen auf besseren Bonitäten. Sinnvoll ist auch die Zuordnung von besseren Standorten zu kürzeren Produktionszeiten. Damit wird geschickt den Realitäten höhere Durchmesserzuwächse auf diesen Standorten aufgrund schnellerer Ausscheidungsprozesse Rechnung getragen. Leider bleibt unklar, weshalb bei gleichem Zieldurchmesser mit zunehmender Produktionszeit weniger Z-Bäume ausgewählt werden sollten. Dies widerspricht zahlreichen Forschungsergebnissen. Dennoch dürften hier Leser außerhalb Frankreichs die besonders interessanten Teile finden.

Kapitel Drei widmet sich der Etablierungs- und Qualifizierungsphase von Eichenbeständen. In verständlicher Form werden die einzelnen Schritte zur Naturverjüngung dargestellt (z.B. Vorbereitungshieb, Besamungshieb). Grundflächenangaben und Beschreibung der waldbaulichen Vorgehensweisen verdeutlichen fast lehrbuchhaft den Weg zur gelungenen Naturverjüngung. Mit Mindestzahlen für Sämlinge einer gelungenen Naturverjüngung wird das Bemühen der Autoren deutlich, stets quantitative Empfehlungen zu geben. Die Angaben zur den Pflanzanzahlen dürften manche Leser außerhalb Frankreichs überraschen: 1100 Ei/ha für ein Sortiment 50–80 cm. Die weitere Astreinigung wird die holzige Begleitvegetation übernehmen. Die Empfehlungen zur Jungbestandspflege gliedern sich wie zuvor konsequenterweise auch in diesem Kapitel in sehr gute, gute und schlechte Bonitäten auf. Die erste Durchforstung ist bereits ab einer Oberhöhe von 14 m geplant, Z-Bäume beigemischter schnell wachsender Laubbaumarten werden schon bei 11–12 m ausgewählt und erstmals gefördert. Die offensichtlichen Unterschiede zur Vorgehensweise in manchen deutschen Ländern fordern zum Nachdenken heraus.

In Kapitel Vier wird zunächst der grundlegende Unterschied zwischen einer klassischen Z-Baum orientierten Durchforstung und einer dauerhaften Z-Baum Freistellung erläutert. Sehr angenehm fällt hier der undogmatische Umgang mit dem Konzept der dauerhaften Freistellung von Z-Bäumen auf: Er wird keinesfalls in allen waldbaulichen Situationen empfohlen und zusätzlich nach Stiel- und Traubeneiche differenziert. Auch hier gewinnen die Ausführungen durch ihre Abgewogenheit an Überzeugungskraft. Es folgen Tabellen mit Stammzahlhaltungen nach Alters- und Oberhöhenentwicklung sowie Übersichten zum Zeitpunkt der Durchforstungen. Die Kapitel zu den Gründen und zum Zeitpunkt einer Z-Baum-Auswahl haben grundsätzlichen Charakter und werden sorgfältig dargestellt.

Das gesamte fünfte Kapitel dürfte für deutsche Leser sehr gewöhnungsbedürftig sein: Es widmet sich dem Eichenwaldbau in ungleichaltrigen Strukturen. Ausgehend von den ersten Erfahrungen wird von Gleichgewichtsgrundflächen im Bereich von 13–14 m²/ha ausgegangen, etwa 50–150 Z-Bäumen verteilt über alle Dimensionen und kleinflächigen Verjüngungen von in der Regel < 50 Ar. Nach den französischen Erfahrungen kann dann von Grundflächenzuwächsen von $\geq 0,6$ m²/J/ha ausgegangen werden, bei einer Hiebswiederkehr zwischen 6–9 Jahren. Grundflächen zwischen 3 und 5 m²/ha können sodann ohne Strukturverlust entnommen werden. Auch hier fällt der Praxisbezug des Werks auf: Es folgen detaillierte Erläuterungen zum Auszeichnen, zur Regelung möglicher verjüngungshemmender Begleitvegetation sowie zur Notwendigkeit von Ergänzungspflanzungen. Das Kapitel schließt mit Erläuterungen ab zur Überführung hin zu ungleichaltrigen Strukturen, einschließlich deren Rahmenbedingungen (z.B. Bestandesauswahl, Eichen-Buchen-Mischbestände).

Das Buch schließt mit 13 Anhängen (ca. 140 Seiten) mit Tabellen zur Quantifizierung und Begründung der Empfehlungen. Hier findet sich eine zusätzliche Fülle von Informationen beginnend mit Unterscheidungsmerkmalen zwischen Stiel- und Traubeneiche, Informationen zum Waldschutz, Typologie der Bestände, Technik der Jungbestandspflege, sowie Leistungsansätze für die Arbeiten in den Entwicklungsphasen „Etablierung“ und „Qualifizierung“.

Mit „Chênaies continentales“ ist dem ONF das ehrgeizige Ziel gelungen, in verständlicher Darstellung einen umfassenden Abriss der Eichenbewirtschaftung in Nord- und Nordostfrankreich zu geben. Eine große Stärke des Buches liegt in der guten inhaltlichen Abstimmung der einzelnen Teilabschnitte auf das Gesamtthema. Die Übergänge sind gelungen, die Fachtermini werden durchgängig verwendet. Keines der Textstücke und der Tabellen wirken künstlich eingefügt. Ihr Beitrag zur Entscheidungsfindung ist jeweils klar erkennbar. Eine insgesamt gelungene Art der Wissensvermittlung, auch wenn ein solches Buch ein intensives Waldbaustraining nicht ersetzen kann. Die aufgeführten Waldbilder und ertragskundlichen Kennwerte dürften auch für wissenschaftliche Zwecke eine Fundgrube von Ideen und Forschungskontakten sein.

Ebenso gelungen ist übrigens auch die Besprechung besonderer waldbaulicher Situationen, z.B. zur Integration von Mischbaumarten in die Bewirtschaftung von Eichenwäldern, zur Auswahl von Z-Bäumen in unregelmäßigen Strukturen oder zur Vorgehensweise in bislang undurchforsteten Beständen. Leider wird die mögliche Rolle der Eiche im Klimawandel nicht angesprochen. Hier spiegelt sich wohl die gegenwärtige Handlungsunsicherheit wider, die auch in Frankreich zu beobachten ist. Dennoch ist der Preis des Buches angemessen für den gelungenen Inhalt und den beeindruckenden Umfang.

SEBASTIAN HEIN

Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen

Schriften zur Forstökonomie, Band 32

Von BERNHARD MÖHRING und URSULA RÜPING

ISBN 3-7939-7032-9. Kartoniert € 9,80
48 Seiten mit 19 Abbildungen und 8 Tabellen

In der Bundesrepublik Deutschland nehmen die Anforderungen an die Waldbewirtschaftung unter dem Blickwinkel von Naturschutz, Wasserschutz, Biodiversität, Erholung, Landschaftsbild, etc. laufend zu. Sie haben mittlerweile vielfach die Schwelle dessen überschritten, was im Rahmen der normalen Forstwirtschaft „mit erledigt“ werden kann. Es werden zunehmend spezielle Bewirtschaftungsmaßnahmen gefordert, die die konventionelle forstliche Nutzung einschränken oder verdrängen. Hier stellt sich regelmäßig die Frage nach der betriebswirtschaftlichen Betroffenheit der Waldbesitzer. Das hier vorgestellte Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen will einen Weg aufzeigen, wie die betriebswirtschaftlichen Verluste als Folge von Abweichungen von der betriebswirtschaftlich optimalen Waldbewirtschaftung vereinfachend ermittelt werden können.

Das Konzept zur Bewertung forstlicher Nutzungsbeschränkungen baut auf dem in der betriebswirtschaftlichen Bewertungslehre dominierenden Ertragswertkonzept auf. Es werden auf der Basis aktualisierter Wachstumsmodelle und Erlös- und Kostendaten jährliche

Erfolgsziffern der Holzproduktion für verschiedene Baumarten, Altersphasen, Bonitäten, Qualitätsstufen, etc. ermittelt, die im Sinne von Annuitäten berechnet und als „jährliche Holzproduktionswerte“ in umfangreichen Tabellen dokumentiert werden. Anhand von Beispielen wird das rechnerische Vorgehen erläutert und die Ergebnisse werden auf typische Fälle im Zusammenhang mit Änderungen der forstlichen Bewirtschaftung (wie beispielsweise Änderung der Baumartenwahl, vorzeitige Auflichtung und Ernte von Nadelholzbestockungen, um sie durch andere Baumarten zu ersetzen und langfristiger Erhalt von Laubholzbeständen über die eigentliche Hiebsreife hinaus) angewandt.

Es besteht die Erwartung, dass sich das hier vorgestellte Bewertungskonzept für die Praxis bei der Bestimmung von Ausgleichbeträgen für den Vertragsnaturschutz als nützlich erweisen wird. Insgesamt soll das vorgestellte Bewertungskonzept auch zu einem besseren Verständnis der betriebswirtschaftlichen Zusammenhänge im Wald beitragen und dadurch den Ausgleich zwischen den wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Interessen am Wald fördern.

Assessment of the impact of different forest management measures on the water yield in the Kassilian Catchment, Iran

Von HOSSEIN SERAJZADEH

84 Seiten mit 66 Abbildungen und 22 Tabellen

Kartoniert 29,00 €

ISBN 3-7939-0895-1

Wälder haben eine große Wirkung auf den regionalen Wasserhaushalt. Forstwirtschaftliche Entscheidungen wie Waldumbau oder Holzeinschlag können ebenfalls erhebliche hydrologische Konsequenzen haben, denen immer noch zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt wird. Forstliche Maßnahmen, die – auf Kosten der Holzernte – aus wasserwirtschaftlicher Sicht positiv zu bewerten sind, werden auch deshalb nicht genügend honoriert, weil das Wissen um diese günstigen Effekte fehlt.

Dieses Buch befasst sich mit der mittleren Wasserbilanz der großen Buchenwälder am Nordabhang des Elbrus-Gebirges. Mit Hilfe des Modells „SIMWASER_WALD“ werden die Auswirkungen von Bestandszusammensetzungen und von Waldweide auf den Abfluss in Szenarien simuliert.

Die Ergebnisse der Felduntersuchungen zeigen, dass eine totale Umwandlung des

bodenständigen Buchenwaldes in Fichten- oder Kiefernbestände den Abfluss um etwa 70% verringern würde. Die Simulationsstudie zeigt also die Bedeutung der zum Grossteil noch intakten Buchenbestände für die nachhaltige Wasserversorgung der intensiv bewirtschafteten Küstenebene am Kaspischen Meer auf und liefert so eine Bestätigung der von der Regierung der Iranischen Forst Organisation beschlossenen Bewirtschaftungspläne.

Das für seine Ausstattung erstaunlich preiswerte Buch vermittelt Einblicke in die Waldhydrologie, die dem Forstwirt – unabhängig von seinem Arbeitsstandort – bei der Findung des richtigen Weges zwischen profitabler Waldwirtschaft und ökologischer Forstwirtschaft helfen können. Nebenher findet man Informationen über Forststandorte im Iran, die eine absolute forstgeographische Kostbarkeit darstellen.