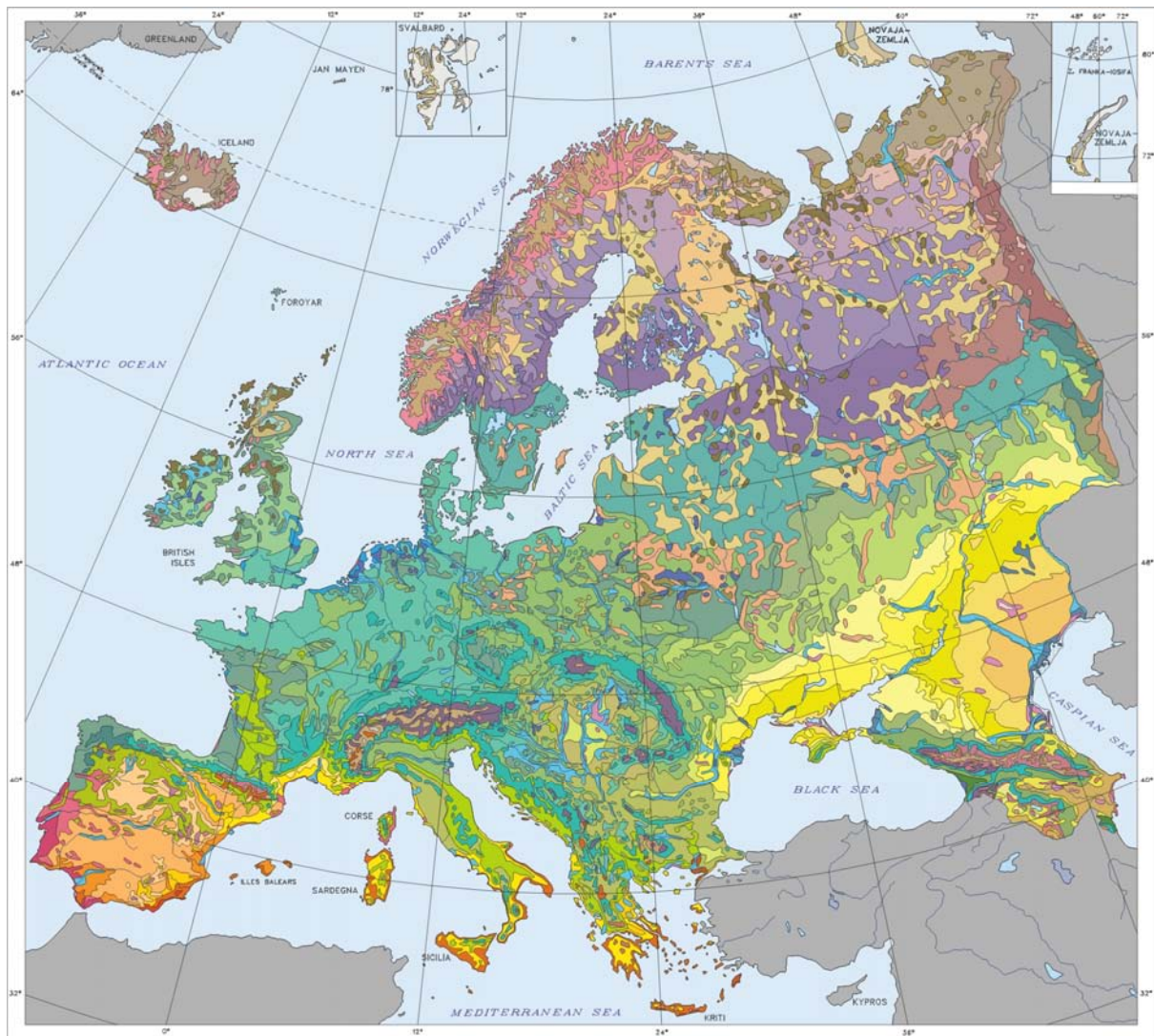


Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas

Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe



**Anwendung und Auswertung der
Karte der natürlichen Vegetation Europas
Application and Analysis of the
Map of the Natural Vegetation of Europe**

**Beiträge und Ergebnisse des internationalen
Workshops auf der Insel Vilm, Deutschland,
7. bis 11. Mai 2001**

**Proceedings of the International Workshop, held on the
Island of Vilm, Germany, 7-11 May 2001**

**zusammengestellt und bearbeitet von/
compiled and revised by
Udo Bohn
Christoph Hettwer
Gisela Gollub**



Titelbild / Cover: Verkleinerung der Übersichtskarte der natürlichen Vegetation Europas 1 : 10 Mio.
Reduced General Map of the Natural Vegetation of Europe 1 : 10 million

Bearbeitung / Compilation: Dr. Udo Bohn, Christoph Hettwer, Gisela Gollub
Bundesamt für Naturschutz, Bonn/
Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany

Zitiervorschlag / Proposal for citation:

BOHN, U.; HETTWER, C. & GOLLUB, G. [Bearb./Eds.] (2005): Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas / Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) – BfN-Skripten 156: 452 S./p.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturlatenbank *DNL-online* (www.dnl-online.de).
This publication is included in the literature database *DNL-online* (www.dnl-online.de).

Herausgeber/Publisher: Bundesamt für Naturschutz (BfN)/Federal Agency for Nature Conservation
Konstantinstr. 110, 53179 Bonn, Germany
Tel: (+49) 228/8491-0, Fax: (+49) 228/8491-9999
URL: <http://www.bfn.de>

Das Werk ist einschließlich aller seiner Teile urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Dies gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

Nachdruck, auch in Auszügen, und Vervielfältigung nur mit Genehmigung des BfN.

This work with all its parts is protected by copyright. Any use beyond the strict limits of the copyright law without the consent of the Bundesamt für Naturschutz is inadmissible and punishable. No part of the material protected by this copyright notice may be reproduced or utilized in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording or by any information storage and retrieval system without written permission from the copyright owner.

Reprints, even excerpt reprints, and reproduction permitted only with consent of the BfN.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

The publisher takes no guarantee for correctness, details and completeness of statements and views in this report as well as no guarantee for respecting private rights of third parties.
Views expressed in the papers published in this issue of BfN-Skripten are those of the authors and do not necessarily represent those of the publisher.

Druck/Print: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier/Printed on 100% recycled paper

Bonn, Germany 2005

Inhalt / Contents

Vorwort / Resolution der Teilnehmer des Workshops	7
Foreword / Resolution of the Participants of the Workshop	11
UDO BOHN	
Einführung in den Internationalen Workshop über Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas /	15
Introduction to the International Workshop on the Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe	20
Ökologische Raumgliederung / Ecological Area Classification	
MARCO PAINHO & GABRIELA AUGUSTO	
A Digital Map of European Ecological Regions / Digitale Karte der Ökologischen Regionen Europas ...	27
WINFRIED SCHRÖDER	
Die Potentielle Natürliche Vegetation als Datengrundlage einer ökologischen Raumgliederung / Using the Map of the Natural Vegetation for an Classification of Terrestrial Ecoregions	37
HENK SIMONS	
Global Ecological Zoning for the FAO Global Forest Resources Assessment 2000 / Entwicklung einer globalen ökologischen Zonierung für die weltweite Bewertung der Waldressourcen im Jahr 2000 seitens der FAO	55
JOHN MORRISON & DAVID M. OLSON	
The Natural Vegetation Map of Europe: A Regional Source for WWF's Terrestrial Ecoregions of the World / Die Karte der natürlichen Vegetation Europas als regionale Grundlage für die WWF-Karte der terrestrischen Ökoregionen der Welt.....	71
DIRK M. WASCHER	
The Role of Natural Vegetation Data for European Landscape Mapping and Assessment / Die Rolle von Daten zur natürlichen Vegetation bei der Kartierung und Bewertung europäischer Landschaftstypen.....	81
GALINA N. OGUREEVA	
Vegetation Classification for the Map "Zones and altitudinal zonality types of the vegetation of Russia and adjacent territories" / Die Vegetationsgliederung in der Karte „Vegetationszonen und Höhenstufen in Rußland und angrenzenden Gebieten“	113
ARVE ELVEBAKK	
Climatic Gradients as Reflected in the Vegetation Zones of the Northernmost Part of the Map of The Natural Vegetation of Europe / Klimagradierten, die sich in der Vegetationszonierung im Nördlichen Teil der Karte der natürlichen Vegetation Europas widerspiegeln	123
Gliederung und Inhalte einzelner Formationen / Classification and Content of Individual Formations	
VLADISLAV I. VASILEVICH	
Karte der natürlichen Vegetation Europas und Klassifizierung der borealen Wälder / Map of the Natural Vegetation of Europe and Classification of the Boreal Forest Vegetation.....	137
KAMIL RYBNÍČEK	
Regional Mire Complex Types in Europe /Regionale Moorkomplex-Typen in Europa	143
IRINA N. SAFRONOVA	
The Ecological Classification of Desert and Steppe Vegetation on the European Vegetation Map / Ökologische Gliederung der Wüsten- und Steppenvegetation in der Karte der natürlichen Vegetation Europas	151

Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation und deren Repräsentanz in Schutzgebietssystemen / Conservation Status of the Natural Vegetation and its Representation in Protected Areas Networks

HANS D. KNAPP

Vegetationsregionen und Schutzgebiete in Europa / Vegetation Regions and Protected Areas in Europe165

DOUG EVANS

Some Uses of the Map of the Natural Vegetation of Europe for Natura 2000 / Anwendung der Karte der natürlichen Vegetation Europas für Natura 2000195

LARS PÅHLSSON

Evaluating Vegetation Types for Nature Conservation and Monitoring of Landscape Development Applied in the Nordic Countries / Bewertung von Vegetationstypen für den Naturschutz und zur Überwachung der Landschaftsentwicklung am Beispiel der Nordischen Länder205

ZDENKA NEUHÄUSLOVÁ

Vergleich der aktuellen Vegetation der Tschechischen Republik mit der potentiellen natürlichen Vegetation (tschechische und Europakarte) und deren Vertretung im vorhandenen Schutzgebietssystem / Comparison of the Current Vegetation of the Czech Republic with the Potential Natural Vegetation (Czech and European Maps) and its Representation in the Existing Network of Protected Areas.....215

NICOLAE DONIȚĂ & DOINA IVAN

Auswertung der Vegetationskarte von Europa für Rumänien: Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation und Schutzmaßnahmen / Application of the European Vegetation Map for Romania: Present State of the Natural Vegetation and Measures for its Protection.....227

FRANCO PEDROTTI

Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation und deren Repräsentanz in Schutzgebietssystemen in Italien / State of Conservation of the Natural Vegetation and its Representation in the Protected Areas Network of Italy233

NUGZAR ZAZANASHVILI

Application of the Map of the Natural Vegetation of Europe in Developing a Protected Areas Network in the Caucasus Ecoregion / Verwendung der Karte der natürlichen Vegetation Europas beim Aufbau eines Schutzgebietssystems in der Kaukasus-Ökoregion251

CHRISTOPH HETTWER

Karte der natürlichen Vegetation Europas als Grundlage für den Aufbau eines repräsentativen Schutzgebietssystems, Beispiel NATURA 2000 für Deutschland / Map of the Natural Vegetation of Europe as a Basis for the Establishment of a Representative System of Protected Areas: the Example of NATURA 2000 in Germany263

Untersuchungen zur Naturnähe, Bestandesstruktur und Artenvielfalt / Investigation of Naturalness, Stand Structure and Species Diversity

HEINZ SCHLÜTER

Vergleich der potentiell-natürlichen mit der heutigen realen Vegetation zur Ableitung ihres Natürlichkeitsgrades / Comparison of the Potential Natural and Current Vegetation as a Means of Determining its Degree of Naturalness277

PETER VESTERGAARD

Natural and Current Vegetation of Denmark with Reference to Biodiversity / Natürliche und Aktuelle Vegetation Dänemarks unter Berücksichtigung der Biodiversität285

MARTIN JENSSEN & GERHARD HOFMANN

Zur Quantifizierung von Naturnähe und Phytodiversität in Waldungen auf der Grundlage der potentiellen natürlichen Vegetation / On Quantification of Naturalness and Phytodiversity in Forests Based on Potential Natural Vegetation.....297

Auswertung der Europakarte für synsystematische Gliederungen / Analysis of the European Vegetation Map for Synsystematic Classifications

PAUL HEISELMAYER

Die Kartierungseinheiten der Europakarte als Grundlage für die Verbreitung und chorologische Typisierung von Pflanzengesellschaften am Beispiel der alpinen Vegetation / Mapping Units of the European Vegetation Map as a Basis for Distribution and Chorological Characterization of Plant Communities: Examples from Alpine Vegetation317

GIORGI NAKHUTSRISHVILI

Gliederung der Hochgebirgsvegetation des Kaukasus (im Vergleich zu den Alpen) / Caucasian High Mountain Vegetation (in Comparison with that of the Alps).....335

JOOP H.J. SCHAMINÉE, STEPHAN M. HENNEKENS & RENSE HAVEMAN

Towards a European Expert System for the Management of Species, Vegetation and Landscapes / Aufbau eines europäischen Informationssystems für die Verknüpfung von Daten über Pflanzenarten, Vegetation und Landschaften347

Anwendung der Europakarte bei der Wiederherstellung der natürlichen Vegetation und von alten Kulturlandschaften / Use of the European Vegetation Map for Restoration of Natural Vegetation and Old Cultural Landscapes

JOHN R. CROSS

The Use of the Map of the Natural Vegetation of Europe in the Conservation and Creation of Native Woodlands in Ireland / Anwendung der Karte der natürlichen Vegetation Europas für Erhalt und Schaffung indigener Wälder in Irland361

JOHN RODWELL

Restoring Cultural Landscapes Using the Vegetation Map of Europe / Wiederherstellung von Kulturlandschaften mit Hilfe der Karte der Natürlichen Vegetation Europas371

Anwendung der Europakarte für Forstwirtschaft, naturnahen Waldbau und im Hinblick auf Auswirkungen von Klimaänderungen / Use of the European Vegetation Map in Silviculture, Ecosystem-based Forestry, and with Respect to the Effects of Climate Change

PETER A. SCHMIDT

Die potentielle natürliche Vegetation unter dem Aspekt der Waldentwicklung und naturnaher Waldbewirtschaftung an ausgewählten Beispielen ost- und mitteleuropäischer Waldgebiete / Potential Natural Vegetation with Regard to Forest Development and Ecosystem-based Forest Management: Selected Examples from Eastern and Central European Forest Areas383

HANS-PETER KAHLE, RÜDIGER UNSELT & HEINRICH SPIECKER

Forest Ecosystems in a Changing Environment: Growth Patterns as Indicators for Stability of Norway Spruce Forests within and beyond the Limits of their Natural Range / Waldökosysteme in einer sich verändernden Umwelt: Wachstumsmuster als Indikatoren für die Stabilität von Fichtenwäldern innerhalb und außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets399

GERHARD HOFMANN & MARTIN JENSSEN

Potentielle natürliche Waldvegetation und Naturraumpotentiale: Quantifizierung natürlicher Potentiale der Nettoprimärproduktion und der Kohlenstoffspeicherung / Potential Natural Forest Vegetation and Natural Landscape Potential: Quantification of Natural Potential of Net Primary Production and Carbon Storage.....411

HOLGER FREUND

Holozäne Meeresspiegel-Schwankungen und Landschaftsentwicklung in der südlichen Nordsee /
Holocene Sea Level Fluctuations and Landscape Development in the Southern North Sea.....429

GIAN-RETO WALTHER

Anwendung (und Auswertung) der Karte der natürlichen Vegetation Europas für Auswirkungen
und Szenarios von Klimaänderungen / Application (and Analysis) of the Map of the Natural
Vegetation of Europe with Regard to the Impacts and Scenarios of Climate Change439

Vorwort

Vom 07. bis 10. Mai 2001 fand an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm ein vom Bundesamt für Naturschutz durchgeführter Internationaler Workshop zur „Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas“ statt.

Ziel war die Vorstellung der digitalisierten und gedruckten gesamteuropäischen Vegetationskarte im Hinblick auf ihre Anwendungs- und Auswertungsmöglichkeiten für Vegetationskunde, Naturschutz, Landschaftsökologie, Landschaftsplanung und eine naturverträgliche, nachhaltige Nutzung auf europäischer, nationaler und regionaler Ebene.

An der Veranstaltung nahmen 44 eingeladene Experten aus 18 Ländern Europas teil, die im Kartenprojekt mitgearbeitet haben bzw. Anwender und Nutzer der Ergebnisse repräsentieren. Es wurden insgesamt 34 Anwendungs- und Auswertungsbeispiele zu verschiedenen Oberthemen vorgestellt und diskutiert.

Zu den vielfältigen Möglichkeiten der Anwendung und Auswertung der im Bundesamt für Naturschutz (BfN) – und nun auch auf CD-ROM – digital vorliegenden Daten der natürlichen Vegetation Europas im Maßstab 1:2,5 Millionen gehören Überlagerungen und Verschneidungen mit anderen Landschafts- und Ökosysteminformationen wie Flächennutzung, Waldverteilung, Bestände naturnaher Vegetation, Schutzgebiete, Artenverbreitung, Bioproduktion, Klimadaten u. a.

Auf dem internationalen Workshop wurden schwerpunktmäßig folgende Themen behandelt: Ökologische Raumgliederung, natürliche Biodiversität und deren anthropogene Veränderung, Erhaltungszustand und Wiederherstellung der natürlichen Vegetation, Aufbau repräsentativer Schutzgebietssysteme (z. B. im Rahmen von NATURA 2000), Vergleich der aktuellen und potentiellen Bioproduktivität, Anwendung in der Landschaftsplanung, in der Forstwirtschaft und für naturnahen Waldbau sowie Auswirkung von Klimaänderungen.

Nach der Veröffentlichung des dreiteiligen Druckwerkes „Karte der Natürlichen Vegetation Europas“ mit umfangreichem Erläuterungstext, Legendenband und Kartenteil (im Jahr 2003) sowie der Interaktiven CD-ROM (2004), die alle Karten- und Textinformationen nun insgesamt auch digital – in deutscher und englischer Version – zur Verfügung stellt, wird das Gesamtwerk durch diese Veröffentlichung der Tagungsbeiträge abgerundet. Sie liefert wertvolle Anregungen und praktische Hinweise, wie das umfangreiche und auf europäischer Ebene einzigartige Informationsmaterial zum Nutzen von Natur und Landschaft und im Hinblick auf eine naturverträgliche und nachhaltige Nutzung der Naturgüter eingesetzt werden kann.

Prof. Dr. Hartmut Vogtmann
Präsident des Bundesamtes für Naturschutz

Resolution der Teilnehmer des Workshops im Mai 2001: Ergebnisse und Schlußfolgerungen

- 1) Die Karte der natürlichen Vegetation Europas (1:2,5 Mio. in 9 Blättern und Übersichtskarte 1:10 Mio.) ist das Ergebnis mehr als zwanzigjähriger Zusammenarbeit von in der Vegetationsgeographie, -ökologie und -kartographie führenden Wissenschaftlern und Institutionen aus 31 europäischen Ländern. Da die Karte Gesamteuropa in seinen geographischen Grenzen – bis zum Ural und einschließlich der Kaukasusländer – abdeckt, stellt sie erstmalig wichtiges ökologisches Basismaterial für die EU-Osterweiterung und die Kooperation mit Rußland bereit, das international wissenschaftlich abgestimmt ist. Die internationale Zusammenarbeit hat nicht nur zur Diskussion und zum Ausgleich unterschiedlicher wissenschaftlicher Standpunkte und Methoden geführt, sondern durch die ständigen kollegialen Kontakte zwischen Ost und West – namentlich in der Zeit des „Kalten Krieges“ – auch zur politischen Entspannung und zum Einigungsprozeß in Europa beigetragen.
- 2) Die Teilnehmer des Workshops und das gesamte internationale Team würdigen es als großen Fortschritt, daß nun die Karte dank der Koordination und finanziellen Unterstützung durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) sowie infolge finanzieller Förderung durch die Europäische Kommission in Brüssel, das Europäische Zentrum für Naturschutz und Biodiversität (ETC/NPB) in Paris und die Europäische Umweltagentur (EEA) in Kopenhagen digital und gedruckt vorliegt und damit für eine vielfältige Auswertung und Anwendung zur Verfügung steht.
- 3) Die Tagung hat ein breites Spektrum von Anwendungsbeispielen und -möglichkeiten aufgezeigt; hier sind insbesondere hervorzuheben:
 - ökologische Raumgliederung (auf europäischer bis regionaler Ebene)
 - Darstellung der natürlichen Biodiversität und des Naturraumpotentials
 - Bewertung der anthropogenen Abwandlungen und des Erhaltungszustandes der natürlichen Vegetation sowie ihrer Repräsentanz in Schutzgebieten
 - Gezielte Schutzgebietsplanung auf europäischer bis regionaler Ebene
 - Wiederherstellung von natürlichen Ökosystemen und von Kulturlandschaften
 - Anwendung für eine nachhaltige Forstwirtschaft und naturnahen Waldbau
 - Steuerung von Kohlenstoff- und Wasserhaushalt
 - Einschätzung und Darstellung der Auswirkungen von Klimaänderungen
- 4) Die Fertigstellung der Karte bedeutet somit nicht das Ende der internationalen, gesamteuropäischen Zusammenarbeit, sondern sie eröffnet eine neue Phase der Kooperation zur umfassenden Nutzung und Auswertung der Vegetationskarte vor allem für den Naturschutz, die Erhaltung der Biologischen Vielfalt, eine nachhaltige Nutzung der natürlichen Ressourcen und eine umweltgerechte Planung auf europäischer Ebene.
- 5) Als wichtigste Aufgaben für die nächste Zeit werden angesehen:
 - Abschluß und Veröffentlichung des Erläuterungsbandes mit grundlegenden und detaillierten Informationen über den Karteninhalt und die Kartierungseinheiten (inzwischen/2003 erfolgt);
 - Information der Fachwelt und der Öffentlichkeit über das Kartenwerk, seinen Inhalt und seine wissenschaftliche sowie praktische Bedeutung;
 - Information der nationalen und internationalen Institutionen über die vielseitigen Anwendungs-

möglichkeiten (Veröffentlichung des Tagungsbandes);

- Herstellen einer breiten Zugänglichkeit der digitalen Daten der Karte und der ca. 700 Kartierungseinheiten in 19 Vegetationsformationen über CD-ROM und Internet für die europaweite Anwendung sowie in einzelnen Ländern und Regionen (Interaktive CD-ROM 2004 veröffentlicht);
- Aufbereitung der Vegetationsdaten zur Verknüpfung mit anderen biologischen, ökologischen und administrativen Daten (vgl. Projekt SYNBIOSYS Europa der internationalen Arbeitsgruppe European Vegetation Survey; NATURA 2000);
- Kapazitäten erhalten bzw. schaffen, um die Bedienung der Öffentlichkeit und von Dienststellen mit entsprechenden Daten zu gewährleisten sowie die Fortführung und Aktualisierung der Datenbank am BfN zu sichern;
- Erarbeitung einer europäischen Landschaftsgliederung zum Zwecke einer natur- und umweltgerechten Planung und Landnutzung sowie für die Umweltberichterstattung;
- gemeinsame und möglichst international abgestimmte Auswertung z. B. für den Naturschutz vorantreiben (u. a. einheitliche Bearbeitung und Darstellung des Erhaltungszustandes und Schutzstatus der natürlichen Vegetation durch einzelne Länder);
- je nach Bedarf Folgeveranstaltungen durchführen, um Fortschritte vorzustellen und zu diskutieren, sich gegenseitig anzuregen und zu unterstützen.

Die Tagungsteilnehmer und alle Mitarbeiter des gesamteuropäischen Teams danken dem BfN für die bisher geleistete enorme Arbeit. Sie halten es – in Anbetracht der hier vorliegenden Erfahrungen und engen Verbindungen zu den nationalen Mitarbeitern und europäischen Institutionen – für erforderlich, daß die fachlich-inhaltliche Verantwortung für die Datenbank dort verbleibt und die Koordinierungsaufgaben in der Auswerte- und Anwendungsphase der Vegetationskarte Europas zunächst weiterhin vom BfN wahrgenommen werden.

Foreword

An International Workshop entitled “Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe” was organised by the German Federal Agency for Nature Conservation and was held at the International Academy for Nature Conservation on the Island of Vilm from 7 -10 May 2001.

The aim of this workshop was to present the digitised and printed pan-European vegetation map and to examine its possible application and use for vegetation science, nature conservation, landscape ecology and sustainable use on a European, national and regional scale.

Forty-four invited experts from 18 European countries took part. The participants had either co-operated in the mapping project or had already used the results. In total, 34 examples of its application and analysis were presented and discussed.

There is a large variety of possibilities how to use the printed and digital data (now also available on an interactive CD-ROM) of the 1:2.5 million scale Map of the Natural Vegetation of Europe. Examples include linking and overlaying the vegetation data with other spatial data on landscape and ecosystem functions, such as land use, forest cover, stands of near-natural vegetation, protected areas, species distribution, bioproductivity, and climatic data.

At the international workshop itself, mainly the following topics were treated: Ecological classification, natural biodiversity and its anthropogenic modification/change, conservation status and restoration of natural vegetation, establishment of a representative network of protected areas (e.g., in the framework of NATURA 2000), comparison of current and potential bioproductivity, applications for landscape planning, for silviculture and ecosystem-based forest management, as well as effects of climate change.

After publishing the three-part printed work “Map of the Natural Vegetation of Europe” with a comprehensive explanatory text, legend and maps (in 2003), and the Interactive CD-ROM (in 2004), which contains all map and text information in digital format – in a German and English version – the proceedings of this workshop complete the entire mapping project. The contributions contained therein offer important suggestions and practical advice on how to use this comprehensive dataset, which is unique at the European level, for the benefit of nature and landscape, and for an ecologically safe and sustainable use of natural resources.

Prof. Dr. Hartmut Vogtmann
President of the German Federal Agency
for Nature Conservation

Resolution of the Participants of the Workshop, May 2001: principal results and conclusions

- 1) The map of natural vegetation of Europe (9 sheets at a scale of 1:2.5 million and the general map at 1:10 million) is the result of more than 20 years of co-operation between leading scientists and institutions in the fields of vegetation geography, ecology and cartography from 31 European countries. The map covers the whole of Europe as far east as the Ural Mountains and including the Caucasian states. As such it provides for the first time important basic ecological data for the eastward extension of the EU and for co-operation with the Russian Federation, which has been agreed at an international scientific level. The international co-operation resulted not only in discussion on, and the reconciliation of, different scientific points of view and methods but, by the constant contact between East and West during the “Cold War”, also contributed towards the reduction of political tension and the process of unification in Europe.
- 2) The participants of the Workshop and the international team recognise that the existence of the map in a digital and printed version, which is therefore available for a variety of applications, is a major step forward. This progress is thanks to the coordination and financial support of the Federal Agency for Nature Conservation (BfN), as well as to financial sponsorship from the European Commission in Brussels, the European Topic Centre on Nature Protection & Biodiversity (formerly ETC/NC now ETC/NPB) in Paris and the European Environment Agency (EEA) in Copenhagen.
- 3) The workshop demonstrated a wide spectrum of examples and possibilities for its application. In particular the following possible uses should be emphasised:
 - Ecological classification (on a European to regional scale)
 - Representation of natural biodiversity and the natural potential for land use and development of its habitats
 - Assessment of anthropogenic modification and present state of the natural vegetation as well as its representation in nature reserves
 - Specific planning of protected areas from a regional to a European scale
 - Restoration of natural ecosystems and cultural landscapes
 - Application for sustainable silviculture and ecosystem-based forest management
 - An aid to understand and to control the carbon and water cycles
 - Assessment and description of the consequences of climate change
- 4) The completion of the map does not mean the end of the international, pan-European co-operation. Rather, it opens up a new phase of co-operation for the widespread application and analysis of the vegetation map, especially for nature conservation, maintenance of biological diversity, sustainable use of natural resources and environmentally-based planning on a European scale.
- 5) The following are seen as the most important tasks for the immediate future:
 - Conclusion and publication of the explanatory textbook containing the legend and the content of the map and details of the mapping units (accomplished in 2003);
 - Disseminating information about the mapping project, its content and its scientific as well as practical significance, to experts and the general public;

- Informing national and international institutions on its many possible applications (publication of the workshop report);
- Making the digital data of the map and the circa 700 mapping units in 19 vegetation formations widely available on CD-ROM and the Internet for use at a European level, as well as in individual countries and regions (Interactive CD-ROM published in 2004);
- Preparing the vegetation data for combination/linking with other biological, ecological and administrative data (cf. project SYNBIOSYS Europe of the international working group European Vegetation Survey; NATURA 2000);
- Maintaining and creating the capacity to ensure that the public and appropriate organisations are supplied with relevant data as well as ensuring the continuation and up-dating of the database at the BfN;
- Developing a European landscape classification with the aim of a planning and land use strategy considering the natural resources as well as for environmental reporting;
- Obtaining general and, as far as possible, international agreement on the use of the map, for example for the advancement of nature conservation (inter alia the unified examination and depiction of the present conservation and protection status of the natural vegetation in individual countries);
- Organising follow-up meetings to present and discuss progress and to stimulate mutual support.

The participants of the workshop and all contributors of the pan-European team wish to thank the BfN for the enormous amount of work done up to now. They consider it necessary – taking into consideration the available experience and close relations with the national contributors and European institutions – that the technical responsibility for the database remains there and that the task of coordinating the application and analysis of the vegetation map of Europe will, for the moment, remain with the BfN.

Einführung in den Internationalen Workshop über Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas

UDO BOHN

Liebe Kolleginnen und Kollegen,

ich möchte Sie in der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm, einer der beiden Außenstellen des Bundesamtes für Naturschutz mit Hauptsitz in Bonn, sehr herzlich begrüßen.

Es ist die zweite Veranstaltung (die erste war im Dezember 1995), die wir in Verbindung mit dem Internationalen Projekt der Karte der natürlichen Vegetation Europas hier auf Vilm durchführen.

Für die Mitarbeiter am Kartenprojekt ist es eine denkwürdige Veranstaltung, da wir nach 20 Jahren intensiver Zusammenarbeit nun endlich an dem Punkt angelangt sind, den wir zu Beginn des Vorhabens als vages Ziel vor Augen hatten.

Leider können nicht alle Wegbereiter und Mitarbeiter der ersten Stunde hier teilnehmen: einige weilen leider nicht mehr unter den Lebenden (so die Initiatoren Werner Trautmann und Eugenij M. Lavrenko, der frühere Hauptkoordinator Robert Neuhäusl, ferner Ján Michalko, Pavle Fukarek, Ivan Bondev, Heinrich Wagner und Alexis Scamoni), und andere, wie das Ehepaar Matuszkiewicz, mußten aus gesundheitlichen Gründen oder wegen anderer wichtiger Termine absagen.

Eine Reihe vorwiegend jüngerer Mitarbeiter kam erst im Laufe des Projektes hinzu, meist auf Initiative von Robert Neuhäusl, teils auf mein Betreiben.

Für jene, die erst später eingestiegen sind bzw. nicht zu den eigentlichen Mitarbeitern des Kartenprojektes zählen, zunächst ein kurzer Rückblick auf den Projektlauf.

Kurzer Abriss der Projektgeschichte

- 1975** Initiation des europäischen Kartenprojektes auf dem XII. Internationalen Botanischen Kongreß in Leningrad (heute St. Petersburg) durch Paul Ozenda, Grenoble, Werner Trautmann, Bonn, und Eugenij M. Lavrenko, Leningrad.
- 1979** Erstes internationales Kolloquium über die geplante Vegetationskarte Europas in Liblice, Tschechoslowakei, zur Entwicklung einer gemeinsamen Konzeption und Vorgehensweise.
- bis 1995** weitere internationale Arbeitstreffen an verschiedenen Orten in 1- bis 2-jährigem Abstand (bis 1990 nur im Ostblock, 1992 in Bonn, 1995 auf der Insel Vilm) zur Erarbeitung und Abstimmung der Gesamtlegende und ihrer Gliederung, der nationalen Kartenbeiträge, der kartographischen Darstellung und der Erläuterungen zur Vegetationskarte.
- ab 1993** Bearbeitung und Reinzeichnung der Kartenblätter für den Druck durch BFANL/BfN in Bonn und das Komarov-Institut für Botanik in St. Petersburg, mit finanzieller Unterstützung durch die Europäische Kommission (DG XI)
- ab 1995** Digitalisierung der Reinkarten im Maßstab 1:2,5 und 1:10 Mio. durch das BfN in Bonn (mit finanzieller Unterstützung durch das Europäische Topic Center für Naturschutz / ETC/NC in Paris). Datenabgleich zwischen den einzelnen Kartenblättern und Fertigung eines neuen Blattschnittes; ferner Entwicklung der endgültigen Farbgebung und Signaturen für die Karte.
Gleichzeitig kontinuierliche Arbeit am Erläuterungstext und an den Erläuterungen zu den Kartierungseinheiten.

- 2000** Druck der Vegetationskarten und des Legendenbandes. Arbeiten am Erläuterungstext, Anfertigung einer Standardliste der verwendeten Pflanzennamen.
- 2001(bis 2003)** Vervollständigung und Abschlußarbeiten am Erläuterungstext. Vorbereitung und Durchführung des Internationalen Workshops über Anwendung und Auswertung der Vegetationskarte Europas.

Ziel und Inhalt des internationalen Kartenprojektes

Ziel des internationalen Projektes war die Erstellung einer Karte der natürlichen Vegetation Europas auf der Grundlage eines **einheitlichen Konzeptes** und des **aktuellen Wissenstandes** durch **enge internationale Zusammenarbeit** von geobotanischen Wissenschaftlern aus fast allen europäischen Staaten.

Die Vegetationskarte zeigt die potentielle Verbreitung der vorherrschenden natürlichen Pflanzengesellschaften und Gesellschaftskomplexe, die im Einklang mit den aktuellen klimatischen und edaphischen Bedingungen stehen.

Arbeitsgrundlage ist ein gemeinsam entwickeltes, **hierarchisch gegliedertes Klassifizierungssystem**, das die Grundsätze der Vegetationstypisierung der wichtigsten vegetationskundlichen „Schulen“ Europas integriert und von allen Mitarbeitern angewendet werden kann.

Endergebnisse des Kartenprojektes und erreichter Stand

- **Karte der natürlichen Vegetation Europas im Maßstab 1 : 2,5 Mio.**
(9 Blätter, 1 Legendenblatt sowie digitale Datensätze)
- **Gesamtlegende** mit rund 700 Kartierungseinheiten in deutsch und englisch
(Hierarchische Gliederung in 19 Hauptformationen und Formationskomplexe sowie weitere Untergliederung in unterschiedliche Ebenen)
- **Übersichtskarte im Maßstab 1 : 10 Mio.**
(verkleinerte und generalisierte Version der Europakarte 1 : 2,5 Mio.)
- **Erläuterungen zu jeder Kartierungseinheit** in Form eines standardisierten Datenblattes (mit Informationen zu Verbreitung, Syntaxonomie, Struktur und floristischer Zusammensetzung der natürlichen Vegetation, Standortbedingungen, Erhaltungszustand und typischen Fundorten, aktueller Ersatzvegetation, wichtigster Literatur)
- **Erläuterungstext** mit Informationen zu
 - **Projektgeschichte,**
 - **Ausgangsmaterial zur Vegetationskarte Europas** (Vegetationskarten und Datengrundlagen der beteiligten Länder),
 - **Konzept der Vegetationskarte** (Karteninhalt und Kartierungsprinzipien),
 - **Physisch-geographische, klimatische und pflanzengeographische Gliederung Europas,**
 - **Spät- und nacheiszeitliche Vegetationsgeschichte Europas,**
 - **Charakterisierung und Beschreibung der natürlichen Formationen** (14 zonale und 5 azonale Formationen und ihre weitere Untergliederung bis zu den Kartierungseinheiten).

Die Punkte 1-3 sind inzwischen erledigt (s. BOHN et al. 2000). An den Punkten 4 und 5, dem Erläuterungsband (Teil 1) mit CD-ROM für die Erläuterungen zu den Kartierungseinheiten, der Artenliste und dem Gesamtliteraturverzeichnis wird zur Zeit noch gearbeitet (es fehlen hier immer noch einzelne Beiträge externer Mitarbeiter). Fertigstellung und Veröffentlichung des

Erläuterungsbandes sollen anschließend an die Tagung erfolgen, wobei wir auf Ihre aktive Mithilfe rechnen.

Inhalt und Ziel der Tagung

Mit der Präsentation und Vorlage erster Ergebnisse des europäischen Kartenprojektes auf Tagungen und in Veröffentlichungen – darunter einzelne Kartenblätter, die Gesamtkarte, Übersichtskarten, Kartenauszüge für einzelne Formationen – entstand automatisch eine große Nachfrage nach den Produkten und ihrer Verfügbarkeit. Dieser Bedarf steigerte sich erheblich, nachdem die Kartendaten sukzessive auch digital zur Verfügung standen. So wuchs die Nachfrage zunehmend sowohl im Hinblick auf Veröffentlichungen und Verwendung in der Lehre, als auch für internationale Anwendungen und Auswertungen.

Die Karten und digitalen Daten wurden entsprechend der Nachfrage bereits für einzelne Projekte und Veröffentlichungen zur Verfügung gestellt.

- Zunächst war die **Übersichtskarte 1 : 15 Mio.** sehr gefragt, die auch die Türkei mit umfaßt und als erste digitalisiert wurde. Sie wurde an verschiedenen Stellen veröffentlicht, u. a. im ersten Umweltbericht der Europäischen Umweltagentur (EUA), dem Dobříš Report 1995. (Diese ist allerdings inzwischen in großen Teilen überholt).

Dann richtete sich das Augenmerk vor allem auf die

- **Übersichtskarte 1 : 10 Mio.**, die aus der Karte 1 : 2,5 Mio. durch Verkleinerung und Generalisierung abgeleitet wurde (sie wurde neben den Musterblättern 1:2,5 Mio. als nächste digitalisiert). Sie fand in folgenden internationalen Projekten Verwendung:
 - bei der **ökologischen Raumgliederung Europas** (Digital Map of European Ecological Regions = DMEER) des ETC/NC im ersten Durchgang. Der zweite Durchgang basierte dann auf der digitalisierten Originalkarte 1 : 2,5 Mio. (vgl. den Beitrag von M. PAINHO & G. AUGUSTO in diesem Band);
 - für die **Gliederung in Terrestrische Ökoregionen der Welt** bzw. **Eurasiens** für die Naturschutzplanung (Terrestrial Ecoregions of the World for Conservation Planning) seitens WWF-US und WWF International. Diese wurde letztlich mit der DMEER-Gliederung der EUA kombiniert, um eine einheitliche Grundlage zu erzielen (s. den Beitrag von J. MORRISON & D.M. OLSON in diesem Band);
 - bei der **Überlagerung mit der realen Waldverbreitung in Europa** (aus CORINE Land Cover) durch das World Conservation Monitoring Centre (WCMC) und WWF in Cambridge, UK. Diese diente der Ermittlung des Erhaltungszustandes und Schutzstatus der natürlichen Vegetation (Gap Analysis of Forest Protected Areas in Europe). Die aktuelle Version (CD-ROM, Internet) basiert dagegen auf der Karte 1 : 2,5 Mio. (s. SMITH & GILLET 2000);
 - im Rahmen des **BEAR-Projektes** “Indicators for Monitoring and Evaluation of Forest Biodiversity in Europe” zur Typisierung und Klassifizierung der natürlichen Waldvegetation sowie Darstellung ihrer natürlichen Verbreitung (vgl. LARSSON 2001);
 - bei der **Gliederung in ökologische Zonen** (Global Ecological Zones Map) für die Berichterstattung zum weltweiten Waldzustand (Global Forest Resources Assessment 2000) der FAO (s. den Beitrag von H. SIMONS in diesem Band);
 - ferner bei der **Gliederung in Vegetationsregionen** (Kombination von natürlicher Vegetation mit pflanzengeographischen Raumeinheiten), die H.D. Knapp als Grundlage für eine Schutzgebietsanalyse von strengen Schutzgebieten und Nationalparks in Europa verwendet hat (s. den Beitrag von H.D. KNAPP in diesem Band).

– Auszüge aus der Übersichtskarte 1 : 10 Mio. wurden ferner für die **Darstellung der Gesamtverbreitung und weiteren Untergliederung von Formationen** verwendet (s. Nebenkarten in BOHN et al. 2000/2003).

- Die **digitalisierte Originalkarte 1 : 2,5 Mio.** wurde, sobald sie zur Verfügung stand, ebenfalls für o. a. Raumgliederungen eingesetzt, ferner auf nationaler Ebene für die **Ermittlung ökologischer Raumeinheiten** (s. Beitrag von W. SCHRÖDER in diesem Band). Daneben vor allem für die Wiedergabe der Gesamtverbreitung und Untergliederung von Formationsuntergruppen und von Kartierungseinheiten.

Ein vielzitiertes Beispiel ist die Karte der natürlichen **Gesamtverbreitung der Buchenwälder** und ihrer Höhenstufengliederung in Europa. Außerdem wurde ihre Gliederung in Trophieklassen und geographische Ausbildungen dargestellt. (vgl. Nebenkarten 10, 11, 12 im Erläuterungstext, BOHN et al. 2003).

Die Buchenwald-Karte stellt z. B. ein wichtiges Hilfsmittel bei der Argumentation zur Ausweisung von Buchenwald-Nationalparks und anderen Buchenwald-Schutzgebieten dar.

Außerdem fand die digitale Karte 1:2,5 Mio. Anwendung bei der Ermittlung und Darstellung des **Erhaltungszustandes der natürlichen Vegetation** in Deutschland durch Überlagerung mit der aktuellen Waldverbreitung (CORINE Land Cover) und Schutzgebieten (vgl. Daten zur Natur, BfN 1999, 2002 und Broschüren des BfN, BOHN et al. 2000).

Sie spielt ferner eine wichtige Rolle bei der nationalen Bewertung der FFH-Gebietsmeldungen der Länder für NATURA 2000 und bei einer gezielten Komplettierung derselben (s. Beiträge von D. EVANS und CH. HETTWER in diesem Band).

Ziel der Tagung ist es nun, einmal die bereits durchgeführten und laufenden Anwendungen der digitalen Kartendaten vorzustellen, zum anderen weitere Anwendungs- und Auswertungsmöglichkeiten aufzuzeigen und zu diskutieren. Dies vor allem auch im Hinblick auf eine zweckmäßige und anwendungsfreundliche Aufbereitung und Bereitstellung der Karten- und Textdaten auf CD-ROM und im Internet (dies ist insbesondere auch Anliegen der EUA im Rahmen von NATLAN).

Die digitalen Daten sollen einerseits sowohl im View-only-Format als auch interaktiv zur Verfügung gestellt werden, andererseits soll aber auch die technische Möglichkeit geschaffen werden, die Originaldaten zu aktualisieren und weiter zu verbessern.

Wir waren bestrebt, bei der Einladung und Auswahl der Referenten ein möglichst breites Spektrum an Anwendern und Anwendungsmöglichkeiten abzudecken. Soweit entsprechende Referenten nicht teilnehmen konnten, waren wir bestrebt, deren Beiträge schriftlich in den Tagungsband aufzunehmen.

Die einzelnen Referate haben wir folgenden **Oberthemen** zugeordnet:

- Ökologische Raumgliederung (auf europäischer bis globaler sowie nationaler Ebene)
- Gliederung und Inhalte einzelner Formationen (am Beispiel der Tundren, borealen Wälder, Moore, Steppen und Wüsten)
- Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation und deren Repräsentanz in Schutzgebieten (sowohl europaweit als auch auf einzelne Regionen oder Staaten bezogen)
- Untersuchungen zur Naturnähe, Bestandesstruktur und Artenvielfalt (auf nationaler bzw. Formationsebene)
- Auswertung der Europakarte für synsystematische Gliederungen (auf Naturraum- bzw. Landschaftsebene sowie allgemein)

- Anwendung der Europakarte bei der Wiederherstellung der natürlichen Vegetation und von alten Kulturlandschaften (am Bsp. Irland und Großbritannien)
- Anwendung der Europakarte für Forstwirtschaft, naturnahen Waldbau und im Hinblick auf Auswirkungen von Klimaänderungen (angewandt auf bestimmte Regionen und Formationen)

Organisatorisches

Die Vorträge und Diskussionen werden wahlweise in deutscher oder englischer Sprache gehalten. Für jene, die des Deutschen nicht mächtig sind, haben wir eine Simultanübersetzung organisiert. Herr Uwe Fischer (aus Berlin) wird diese schwierige Aufgabe übernehmen.

Zum Schluß und bevor wir mit den Vorträgen beginnen, möchte ich mich noch

- zum einen für die Finanzierung der Tagung (Reisekosten, technische Abwicklung, Aufbereitung und Veröffentlichung der Beiträge) beim Bundesumweltministerium (BMU) bedanken,
- ferner für die aufwendige Vorbereitung und Organisation einmal bei den Mitarbeitern der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm, zum anderen und insbesondere bei meinem Mitarbeiter, Herrn Christoph Hettwer.

Ich wünsche unserer Tagung ein gutes Gelingen und unserem Kartenprojekt eine fruchtbare Weiterentwicklung in Sachen Anwendung, Auswertung und Weitergabe der Informationen; für die Zukunft natürlich auch eine Verbesserung und Verfeinerung der Datengrundlage aufgrund neuerer Untersuchungen und Erhebungen.

Die Möglichkeiten einer vielseitigen Verwendung, Auswertung und Präsentation der digital zur Verfügung stehenden Daten/Informationen sind jetzt gegeben. Unsere Tagung soll hierfür Anstöße und nützliche Hinweise geben.

Für die (überwiegend) spontanen Zusagen zur Teilnahme an diesem Workshop und für die zahlreichen Beiträge möchte ich mich jetzt schon herzlich bedanken.

Anschrift des Autors:

Dr. Udo Bohn
 Schleifenweg 10
 53639 Königswinter
 DEUTSCHLAND
 E-mail: u.bohn@arcor.de

(bis Anfang 2004 Bundesamt für Naturschutz, Konstantinstraße 110, 53179 Bonn, Deutschland)

Introduction to the International Workshop on the Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe

UDO BOHN

Dear colleagues,

I would like to extend a warm welcome to you to the International Academy for Nature Conservation Isle of Vilm, one of the two branch offices of the German Federal Agency for Nature Conservation (BfN).

This is the second meeting that has taken place here on Vilm in connection with the International Project of the Map of the Natural Vegetation of Europe.

For the collaborators of the mapping project, it is a thought-provoking occasion, as after 20 years of intensive cooperation we have now finally arrived at the goal we vaguely envisioned at the beginning of our undertaking.

Unfortunately, not all of those who cleared the way for this project in its early hours are able to take part. Several of them have sadly passed away (specifically, the initiators Werner Trautmann and Eugeniy M. Lavrenko, the former chief coordinator Robert Neuhäusl, as well as Ján Michalko, Pavle Fukarek, Ivan Bondev, Heinrich Wagner and Alexis Scamoni), and others, such as the Matuszkiewicz's, had to cancel for health reasons or because of other important engagements.

A number of mainly younger collaborators have become involved during the course of the project, mostly through the initiative of Robert Neuhäusl, and partly through my own efforts.

For those who became involved in the project at a later point or who may not count among the actual collaborators in the map project, here is a brief look back over the course of the project.

Brief overview of the history of the project

- 1975** Initiation of the European Mapping Project at the XIIth International Botanical Congress in Leningrad (today's St. Petersburg) by Paul Ozenda, Grenoble, Werner Trautmann, Bonn, and Eugeniy M. Lavrenko, Leningrad.
- 1979** First international colloquium on the planned vegetation map of Europe in Liblice, Czechoslovakia, aimed at development of common concepts and approaches.
- to 1995** Further international working group meetings at various venues at 1-2 year intervals (until 1990 only in the East Bloc, 1992 in Bonn, 1995 on the Island of Vilm) towards an agreement on and the finalisation of the overall legend and its organisation, on the national map contributions, the cartographic display and the explanatory text for the vegetation map.
- 1993 ff.** Revision and drafting of the map sheets for printing by the BFANL/BfN in Bonn and the Komarov Institute for Botany in St. Petersburg, with financial support from the European Commission (DG XI).
- 1995 ff.** Digitisation of the draft maps at the scale of 1:2.5 and 1:10 million by the BfN in Bonn (with financial support from the European Topic Centre on Nature Conservation / ETC/NC in Paris). Edge matching between the individual map sheets and preparation of a new sheet section, also development of a final colour assignment and map legend schemes.

At the same time, ongoing work on the explanatory text and the data sheets for the individual map units.

2000 Printing of the vegetation maps and the legend volume. Work on explanatory text, preparation of a standard list of botanical names used.

2001(to 2003) Completion and finalisation of the explanatory text. Planning and holding of the International Workshop on the Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe.

Aims and substance of the international mapping project

The goal of the international project was the development of a map of the natural vegetation of Europe based on a **uniform concept** and the most **current state of knowledge** by means of **close international cooperation** of geobotanists from nearly all European countries.

The vegetation map shows the potential distribution of dominant natural plant communities and community complexes that develop in harmony with the current climatic and edaphic conditions.

The working baseline is a collaboratively developed, **hierarchical classification system** that integrates the basic premises of the main “schools” of vegetation classification in Europe and can be used by all collaborators.

Final results of the mapping project and what was achieved

- **Map of the natural vegetation of Europe at the scale of 1 : 2.5 million** (9 map sheets, 1 legend sheet as well as digital data)
- **Overall legend** with ca. 700 mapping units in German and English (hierarchical classification into 19 main formations and formation complexes as well as further subclassification at various levels)
- **Overview map at the scale of 1 : 10 million** (reduced and generalised version of the 1 : 2.5 million scale map)
- **Explanations for every mapping unit** in the form of a standardised data sheet (with information on distribution, syntaxonomy, structure and floristic composition of the natural vegetation, site conditions, conservation status and representative localities, current substitute vegetation, and most important references)
- **Explanatory text**, with information on
 - Project history,**
 - Basic material of the European vegetation map** (vegetation maps and baseline data of the participating countries),
 - Concept of the vegetation map** (map content and mapping principles),
 - Physiographical, climatic and phytogeographical classification of Europe,**
 - Late- and post-glacial vegetation history of Europe,**
 - Characterisation and description of the natural vegetation formations** (14 zonal and five azonal formations and their further subdivision down to the level of the map units).

Items 1-3 have since been accomplished (see BOHN et al. 2000). Work is still underway on items 4 and 5, the explanatory text (Part 1) and CD-ROM for the explanation of the mapping units, the plant species list and the overall bibliography (pending the contributions of a few external collaborators).

Finalisation and publication of the explanatory text should take place following the symposium, for which we are counting on your support.

Objectives of the present workshop

The presentation and submission of the first results of the European mapping project at symposia and in publications – in the form of individual map sheets, the pan-European map, synoptic maps, and map excerpts for individual formations – automatically generated a large demand for the products and their increased accessibility. The demand grew considerably as soon as more and more of the map data became available in digital format, with applications ranging from scientific publications and teaching to international projects and analyses.

Corresponding to the demand, the maps and digital data were made available for individual projects and publications.

- Initially, an **overview map at the scale of 1 : 15 million** that included Turkey was much in demand and was the first to be digitised. It was published in various outlets, including the first environmental report of the European Environment Agency (EEA), the Dobříš Report 1995. (This map has however since been largely superseded).

Next, attention was focussed primarily on the

- **Overview map at the scale of 1 : 10 million**, derived from the map at the scale of 1 : 2.5 million through reduction and generalisation (this map, alongside trial sheets of the 1 : 2.5 million map, was the next to be digitised). This map was put to use in the following international projects:
 - In the **classification of Ecological Regions of Europe** (Digital Map of European Ecological Regions = DMEER) of the ETC/NC in its first edition. The second edition was based on the digitised original map at the scale of 1 : 2.5 million.
 - (see contribution by M. PAINHO & G. AUGUSTO in the present volume);
 - For the **classification of the Terrestrial Ecoregions of the World for Conservation Planning** on the part of the WWF-US and WWF International. This was ultimately combined with the DMEER classification of the EEA in order to have a uniform basis for future work (see contribution by J. MORRISON & D.M. OLSON in the present volume);
 - In the **overlaying of the current distribution of forests in Europe** (as CORINE Land Cover) by the World Conservation Monitoring Centre (WCMC) and WWF in Cambridge, UK. This served for the documentation of the conservation and protection status of the natural vegetation (Gap Analysis of Protected Forest Areas in Europe). The current version (CD-ROM, Internet) is however based on the 1 : 2.5 million scale map (see SMITH & GILLET 2000);
 - In the framework of the **BEAR project** entitled “Indicators for Monitoring and Evaluation of Forest Diversity in Europe” for the typification and classification of the natural forest vegetation as well as display of its natural distribution (cf. LARSSON 2001);
 - In the **classification of Ecological Zones** (Global Ecological Zones Map) for the FAO report on the world-wide state of forests (Global Forest Resources Assessment 2000; see contribution by H. SIMONS in the present volume);
 - In the **classification of Vegetation Regions** (combination of natural vegetation and phytogeographical spatial units), used by H.D Knapp as the basis for an analysis for strictly protected areas and national parks in Europe (see contribution by H.D. KNAPP in the present volume).
 - Excerpts of the 1 : 10 million scale overview map were furthermore used for the **display of the overall distribution of formations and their further subdivision** (see additional maps in the explanatory text, BOHN et al. 2000/2003).

- As soon as it became available, the **digitised base map at the scale of 1 : 2.5 million** was also used for the above-mentioned spatial classifications, and for the designation of **Ecological Regions** at a national level (see contribution by W. SCHRÖDER in the present volume). Otherwise, the map was mainly used for deriving the overall distributions and subdivisions of the formation subgroups and map units.

A much-cited example is the **map of the natural overall distribution of beech forests** and their elevational classification in Europe. Their grouping into trophic classes and geographical variants was also displayed (cf. additional maps 10, 11 and 12 in the explanatory text, BOHN et al. 2000/2003). The map of beech forest distribution is an important tool, e.g., in arguing for the establishment of beech forest national parks and other protected areas containing mainly beech forests.

The digital map at the scale of 1 : 2.5 million was also used for the survey and spatial display of the **conservation status of the natural vegetation** of Germany by overlaying the vegetation map with the current distribution of forests (CORINE Land Cover) and protected areas (cf. Data on Nature, BfN 1999, 2002, and brochures of the BfN, BOHN et al. 2000).

The map of natural vegetation furthermore plays an important role in the **national assessment of Habitats Directive sites reporting for countries involved in NATURA 2000** and in the planned completion of the same (see contributions by D. EVANS and C. HETTWER in this volume).

The **objective of the present workshop** is a) to present examples of completed and ongoing applications of the digital map data, and b) to illustrate and discuss further possibilities for its application and analysis. This will be carried out especially in view of the preparation and creation of purpose-driven and user-friendly map and text data on CD-ROM and on the Internet (this in particular is a goal of the EEA in the framework of NATLAN).

The digital data are to be made available in both view-only format as well as in the form of interactive data. The technical ability will also be developed to update and improve the baseline data.

We made an effort to cover as broad a spectrum of users and potential applications as possible. In the event that certain speakers were unable to participate, we made an effort to include their contributions in written form into the proceedings.

We have organised the individual contributions into the following **over-arching themes**:

- Ecological area classification (at global, European and national levels)
- Classification and content of individual formations (examples from the tundras, boreal forests, mires, steppes and deserts)
- Conservation status of the natural vegetation and its representation in protected areas (Europe-wide as well as at the level of regions or states)
- Investigations of naturalness, stand structure and species diversity (at national level and/or the level of formations)
- Analysis of the European vegetation map for synsystematic classifications (at the level of natural areas and/or landscapes, as well as in general)
- Use of the map in re-creating the natural vegetation and old cultural landscapes (examples from Ireland and Great Britain)
- Use of the vegetation map in silviculture, ecosystem-based forestry, and with respect to the effects of climate change (applied at the level of certain regions and formations)

Organisational aspects

The presentations and discussion are going to be held in either German or English. For those who do not have a command of the German language, we have organised simultaneous translation. Uwe Fischer (from Berlin) will assume this difficult task.

Finally, and before we begin with the presentations, I wish to thank the following people and organisations:

- The Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU) for financial support of the workshop (travel costs, technical aspects, preparation and publication of the contributions); and
- The staff of the International Academy for Nature Conservation Isle of Vilm, and especially, my colleague Christoph Hettwer, for the laborious preparations and organisation of the workshop.

I wish success to our workshop and the fruitful continuation of our mapping project in matters of application, analysis and dissemination of information; and for the future, the improvement and refinement of the baseline data based on the most recent investigations and sampling.

The possibilities of multifaceted application, analysis and presentation of the digitally available data are now in place. Our workshop is meant to provide an impetus to further work.

Finally, I would like to express my thanks for the (largely) spontaneous agreement on the part of the participants to attend this workshop, and for the numerous contributions.

Literatur / References

- BOHN, U.; HETTWER, C.; WEBER, H. & WITKE, K. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Maßstab 1 : 2,5 Mio./Map of the Natural Vegetation of Europe. Scale 1 : 2.5 million. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz (BfN)) 7 S./p., Broschüren (deutsch + englisch).
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas /Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab /Scale 1:2.500.000. Teil 1 /Part 1: Erläuterungstext /Explanatory Text, 655 S./p.; Teil 2 /Part 2: Legende /Legend, 153 S./p.; Teil 3 /Part 3: Karten /Maps (9 Blätter /Sheets, Legendenblatt /Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) [Hrsg.] (1999): Daten zur Natur 1999. – Münster Landwirtschaftsverlag) 266 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) [Hrsg.] (2002): Daten zur Natur 2002. – Münster (Landwirtschaftsverlag) 284 S.
- LARSSON, T.-B. [Ed.] (2001): Biodiversity Evaluation Tools for European forests. – Ecological Bulletins 50: 1-8.
- SMITH, G. & GILLET, H. [Ed.] (2000): European Forests and Protected Areas: Gap Analysis. Technical Report. – Cambridge (UK) (UNEP World Conservation Monitoring Centre) 27 p., 1 map, 6 Annexes, 1 CD-ROM.
- STANNERS, D. & BOURDEAU, P. (Ed.) (1995): Europe's Environment: The Dobříš Assessment. – Luxembourg (Office for Official Publications of the European Communities) 676 p.

Ökologische Raumgliederung

Ecological Area Classification

A Digital Map of European Ecological Regions

Digitale Karte der Ökologischen Regionen Europas

MARCO PAINHO & GABRIELA AUGUSTO

Abstract

In this paper we describe the procedures followed to produce a Digital Map of European Ecological Regions (DMEER). This map was based on a hierarchical classification of the mapped natural vegetation of Europe combined with a European land classification. Six vector maps of DMEER were produced, representing six aggregation levels from a dendrogram. The number of ecological regions distinguished at each aggregation level ranged from 46 to 189 and covered all of Europe. The production and later management of analysis and interpretation of the maps was facilitated by a Geographical Information System (GIS). DMEER is meant to be a powerful and efficient step towards setting land management priorities. It will provide focus, direction, and accountability for conservation efforts.

Zusammenfassung

In diesem Beitrag beschreiben wir das Vorgehen bei der Erarbeitung einer digitalen Karte der ökologischen Regionen Europas (DMEER). Die Karte basiert auf einer hierarchischen Klassifikation unter Verwendung der Karte der natürlichen Vegetation Europas in Kombination mit einer Landschaftsgliederung Europas aufgrund topographischer und klimatischer Daten.

Im Rahmen des DMEER-Projektes wurden sechs Vektorkarten erstellt, die sechs verschiedene Aggregationsstufen in einem Dendrogramm darstellen. Die Zahl der ökologischen Regionen für ganz Europa variiert je nach Aggregationsebene zwischen 46 und 189. Herstellung, Analyse und Interpretation der einzelnen Karten erfolgten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). Die nun zur Verfügung stehende digitale Karte der ökologischen Regionen Europas ermöglicht verschiedenste Analysen und Auswertungen durch Überlagerung mit anderen Daten. Damit stellt sie eine wichtige Informations-, Bewertungs- und Planungsgrundlage für den Umwelt- und Naturschutz sowie für eine nachhaltige Landnutzung auf europäischer Ebene dar.

1 Introduction

The Digital Map of European Ecological Regions (DMEER) is a biogeographic map that illustrates the distribution of ecological regions and sub-regions on the basis of a unified concept and updated knowledge of climatic, topographic and geobotanical European data (PAINHO et al. 1996).

The maps of ecological regions and sub-regions in Europe are aimed to show the extent of areas with relatively homogeneous ecological conditions, within which comparisons and assessments of different expressions of biodiversity are meaningful.

As the spontaneous vegetation in a given place is recognised as being an integration of the ecological conditions of that place, expressing mean conditions as well as extreme events, naturally a map of the potential natural vegetation of Europe was selected to form a basic layer for the establishment of the ecological regions map.

An existing land classification map based on 21 available climatic parameters, was also selected to form the basis for the ecological regions map, because of the great importance of climate in determining environmental conditions.

The combination of these two digitised maps, together with the deliberate choice to spread the number of classes from about 50 to 200, are presented as the Digitised Maps of European Ecological Regions and sub-regions, DMEER. The fact that those maps are digital is crucial, as it allows this information to be overlaid with all types of spatial data from the natural environment, thus enabling numeric inventory and statistical analysis.

2 Information Sources

The DMEER maps draw from two primary information sources: for potential natural vegetation the Bundesamt für Naturschutz (BfN; BOHN 1995, BOHN et al. 2000) and for topographic and climatic data, the Institute of Terrestrial Ecology (ITE; BUNCE 1995).

Vegetation reflects many physical site factors, such as climate, soil type, elevation, and orientation. It is also composed of the ecosystem's primary production and serves as habitat for the animal community. Vegetation acts as an integrator of many of the physical and biological attributes of an area, and a vegetation map can be used as a surrogate for ecosystems in conservation evaluations (SPECHT 1975, AUSTIN 1991). A vegetation map, therefore, provides the foundation for the assessment of distribution of ecological regions.

The potential natural vegetation map (Figure 1) was produced in Germany by the Institut für Vegetationskunde, Bundesamt für Naturschutz (BOHN 1995, BOHN et al. 2000/2003) in close cooperation with other European experts.

This vector map illustrates the distribution of natural dominant plant communities and their complexes, which are adapted to existing climatic and edaphic conditions, excluding – as far as possible – human impact. It is divided into 19 physiognomically and ecologically characterised formations and formation-complexes, which are further differentiated according to floristic, edaphic, climatic and phyto-geographical criteria. Altogether the legend comprises 698 mapping units, of which 580 were used to produce DMEER.

The BfN map includes the most important features of latitudinal and longitudinal vegetation regularities, azonal vegetation types and their geographical differentiation as well as edaphic, geographical and floristical varieties of the natural plant cover. The vegetation of Europe is subdivided into 19 formation units, which are sorted according to their physiognomic and structural features, dominant species and floristic composition into lower units.

This map is very complex, with 18,808 polygons covering an area of approximately 285,000,000 km². The topographic and climatic information was added from the map of European Land Classification as depicted in Figure 2 and produced by the Institute of Terrestrial Ecology (ITE), United Kingdom. The ITE map was considered as an important base over which the potential natural vegetation map would be superimposed.

3 Methodology

Ecological regions are by definition bound to specific areas. It would be impossible to manage the multiple layers of information required to characterise an ecological region without a Geographical

Information System (GIS). The strength of GIS is its ability to integrate data from a variety of sources using a common frame of reference.

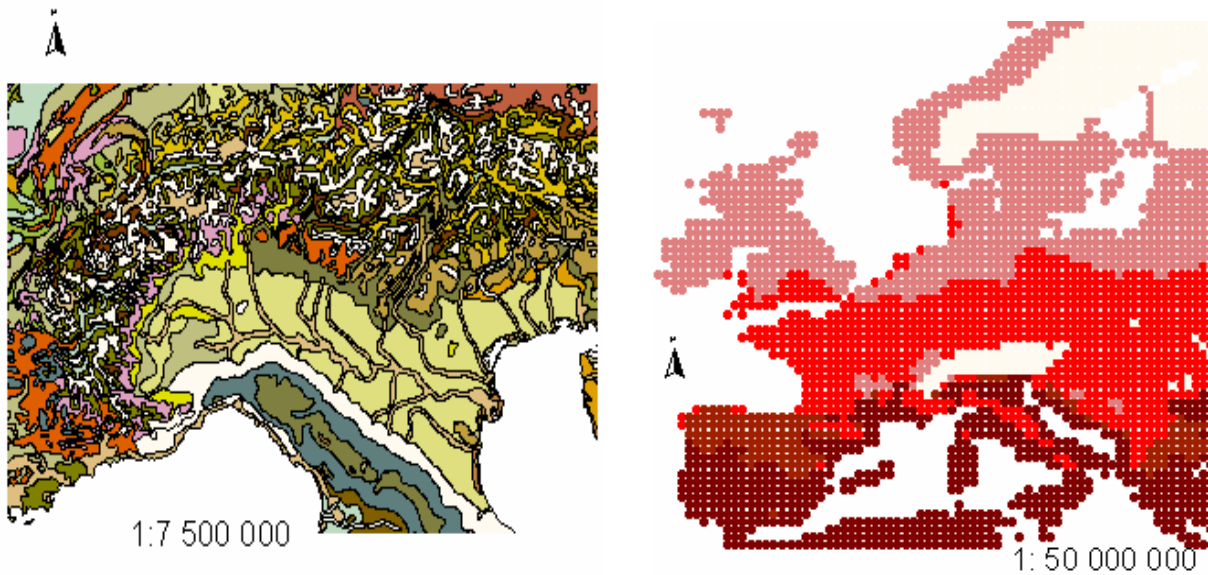


Figure 1 (Left): Part of the Alps and Northern Italy as described by the Map of the Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000/2003).

Figure 2 (Right): Raster map with 0.5x0.5 degree cells is based on statistical analysis of climate, altitude and locational data, resulting in 64 groups, 59 of which were included on DMEER area.

The procedure of displaying ecological regions in GIS can be broken down into four specific activities (DAVIS 1995):

- breaking up of continuous space into objects and choosing one or more representations for those units in GIS;
- defining and measuring the appropriate set of attributes to circumscribe each object;
- derivation of ecological gradients or classes from the attribute data (statistical analysis);
- spatial display and reporting of the derived ecological map.

To derive ecological gradients, and understand patterns of ecology, a cluster analysis was performed. Cluster analysis is a classification technique for placing similar entities or objects into groups or “clusters”. The cluster analysis model was used to place similar samples into clusters, which are arranged in a hierarchical treelike structure called a dendrogram. These clusters or classes of sorting objects represent different ecological regions, and depending on their position in the dendrogram or the level of aggregation, represent homogenous sub-ecological regions inside the primary ecological regions.

To produce DMEER, two software systems were used: ARCINFO® to perform the geographical information analysis in GIS, and SAS® to produce the hierarchical classification.

3.1 Geographical information management

In order to combine the information sources, it was first necessary to reassemble the two maps to the same map projection. Both maps were transformed in the Albers Projection. In the Albers Projection the area is preserved, although shape, distance and direction suffer some distortion.

To overlay these maps, it was first necessary to transform the raster map of ITE into a polygon vector map, where the land class values are assigned to polygons, as shown in Figure 3.

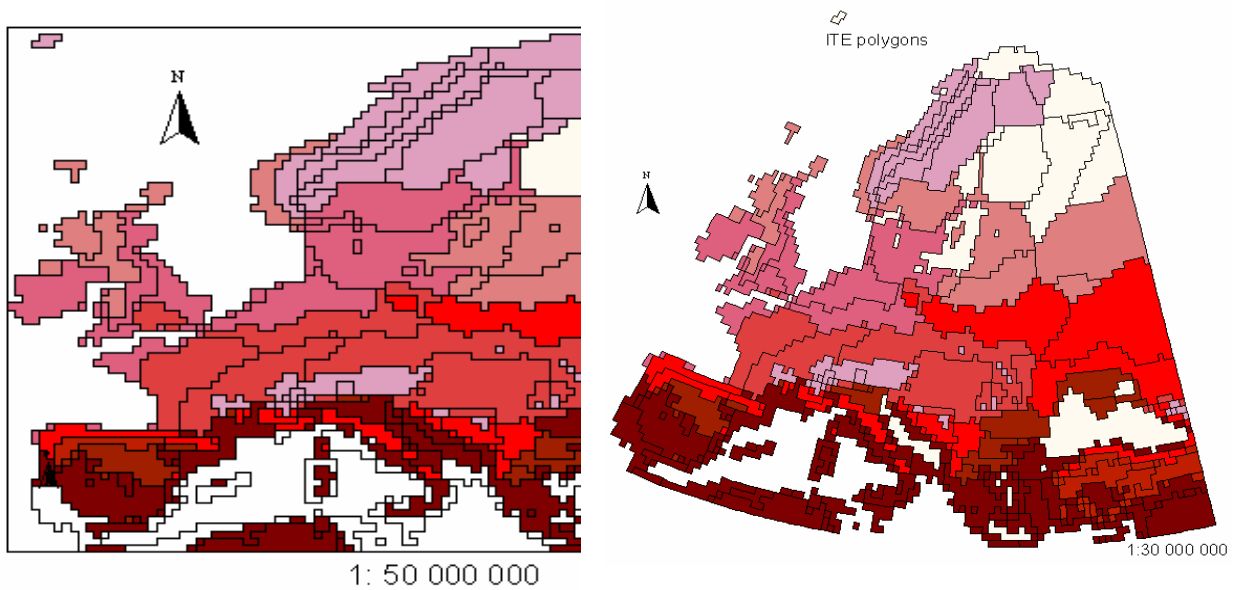


Figure 3: ITE map after its transformation from raster to vector format (left) and transformed into Albers projection (right).

A combination map was produced by clipping the BfN map with the ITE vector transformed map, giving priority to the boundaries of the ITE map.

Owing to the different geographical area cover, the two maps do not coincide in their outside boundaries. These mismatched areas were eliminated. In light of the intended DMEER scale of 1:2,500,000, all polygons smaller than 20 km² (3 mm² on the map) were eliminated and merged with the neighbours with whom they shared the longest border. The result is a map covering about 10,480,000 km², with 15,991 polygons, each one with a BfN potential vegetation code and an ITE land classification value (Figure 4).

3.2 Data analysis

The resulting map has an attribute table that already includes information from both sources, describing the potential natural vegetation unit and the land class for each portion of the map. This table was exported to SAS (Statistical Analysis Software) and cross-tabulated, with land classes in column headings (ITE), potential vegetation units as row headings (BfN), and each cell of the matrix containing the total area of co-occurrence of a single potential vegetation BfN and land class unit ITE. The resultant matrix is 580 x 57 cells, since not all the BfN legend types represent real potential natural vegetation (lakes, glaciers, etc.), and not all the ITE classes were in the identity map and were therefore excluded from further analysis.

From this rectangular matrix, a square matrix of 580x580 was calculated to evaluate de Lance and Williams (Dlw) distance between potential vegetation units, according to the area they shared in the land class:

$$Dlw = \frac{\sum |BfN_{ij} - BfN_{ik}|}{\sum (BfN_{ij} + BfN_{ik})}$$

Over this distance matrix several methods of non-overlapping hierarchical clustering were performed. The Unweighted Arithmetic Average was selected because it had the highest cophenetic correlation coefficient (Pearson = 0,92047).

The resulting dendrogram was then split in five parts according to the Euclidean distance: from 0,0 minimum aggregation, then 0,5; 0,6; 0,7; 0,8 and 0,9 the maximum aggregation level (Figure 5). This classification was transformed into a table and added to the ArcInfo identity map table. Again in ArcInfo the classification maps were created by dissolving the boundaries of neighbouring polygons with the same cluster classification

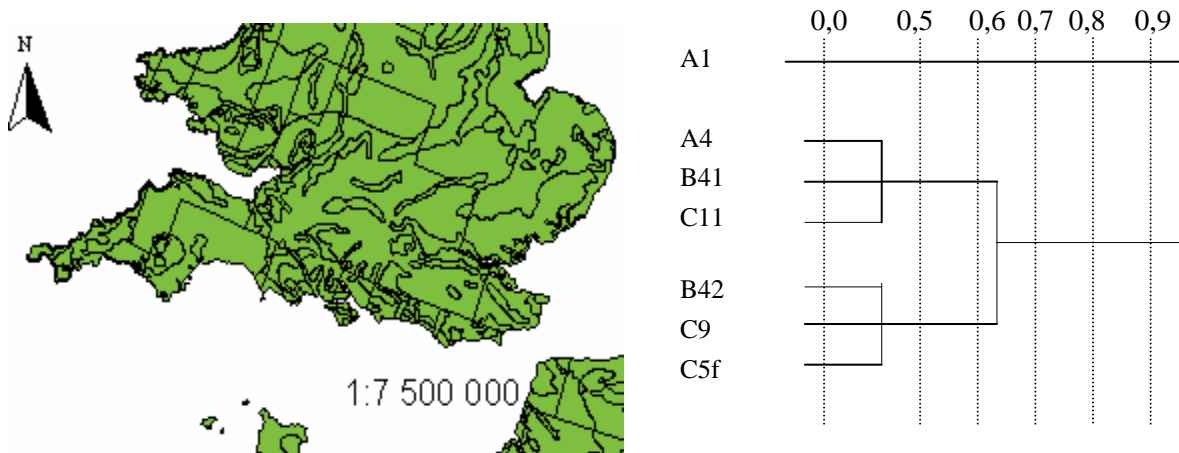


Figure 4 (Left): The combination map in the scale of 1:7,500,000 for the southern United Kingdom. The straight lines are from ITE map.

Figure 5 (Right): The first three clusters formed in hierarchical classification by Euclidean distance in the dendrogram. The letters on the left represent the natural vegetation codes of BfN, and the numbers on top the Euclidean distances on the cluster tree or dendrogram.

4 Results

The methodology described above led to six experimental DMEER maps, each containing between 46 and 189 DMEER classes and representing different aggregation levels, as summarised in Table 1.

Table 1: Basic features of the six maps.

Euclidian distance	Number of classes	Number of classes that cover 80 % of the area	Average area by polygon/cluster of the remaining 20 % of the area
0,9	46	11	652 km ²
0,8	79	17	663 km ²
0,7	106	26	533 km ²
0,6	133	29	521 km ²
0,5	156	36	410 km ²
0,0	189	43	394 km ²

The DMEER map with 46 classes is the map with the maximum aggregation level; it represents the dendrogram split at 0,9 Euclidean distance. The 11 largest classes together cover 80 % of the total DMEER area (Figure 6).

The largest 27 clusters cover 90 % of the total area. In the smaller clusters the mean polygon area is

only 73 km². In a general way the ecological regions along the north-south and continental-Atlantic gradients are well depicted.

DMEER at a 0,8 Euclidean distance has 79 classes (Figure 7). In this map 17 major classes represent 80 % of the total area. The mean polygon area of the smallest cluster falls to 42 km².

On the other hand, only in the Balkans there are 37 classes, having a mean area of 31,000 km², in contrast to the 877,500 km² of the largest DMEER class in this map.

At 0,7 Euclidean distance the number of classes increases to 106 ecological regions. The main 26 classes cover 80 % of the DMEER map area. Major disaggregations are in Central Europe – Germany and Poland, while the Highlands in Great Britain become a different class altogether (Figure 8). The Balkans retain 47 classes, with an average area of 19,000 km², 30 % less than the average area they had on previous aggregation level.

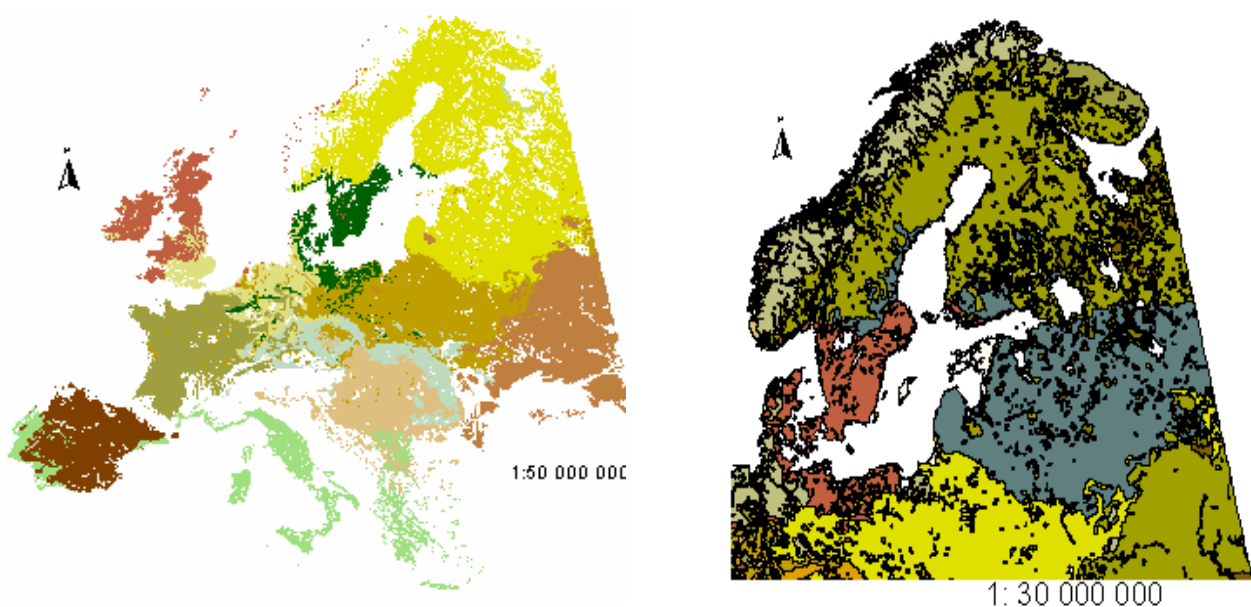


Figure 6 (Left): The main 11 classes of DMEER 46 classes covering 80 % of the total area.

Figure 7 (Right): The largest cluster of DMEER 46 depicted in DMEER 79 (split at about 60° latitude).

DMEER with 133 ecological regions is the result of the dendrogram at 0,6 Euclidean distance (Figure 9). The 29 main classes take up 80 % of the map area. The new classes are mainly formed by river courses, small areas near coastlines, and other small island polygon clusters. The Balkans keep 64 of those classes, and in the Iberian Peninsula the main classes describe the south Mediterranean, the west Atlantic, the continental areas of the east, and some mountain areas. It is also possible to distinguish some of the largest river courses.

Only when disaggregation reaches 156 DMEER classes is the main ecological region in France split to form another important one in the northwest of the country (Figure 10). This is virtually the only large scale change that happens in the map at 0,5 Euclidean distance on the dendrogram.

The last map, presenting the entire dendrogram, has 189 DMEER classes, but no large-scale change compared with the 156 DMEER classes. It takes 43 clusters to represent 80 % of the DMEER area, the mean polygon area of the last 40 clusters is smaller than 100 km². The clusters tend to be composed of several small polygons instead of forming larger continuous homogenous ecological regions (Figure 11).

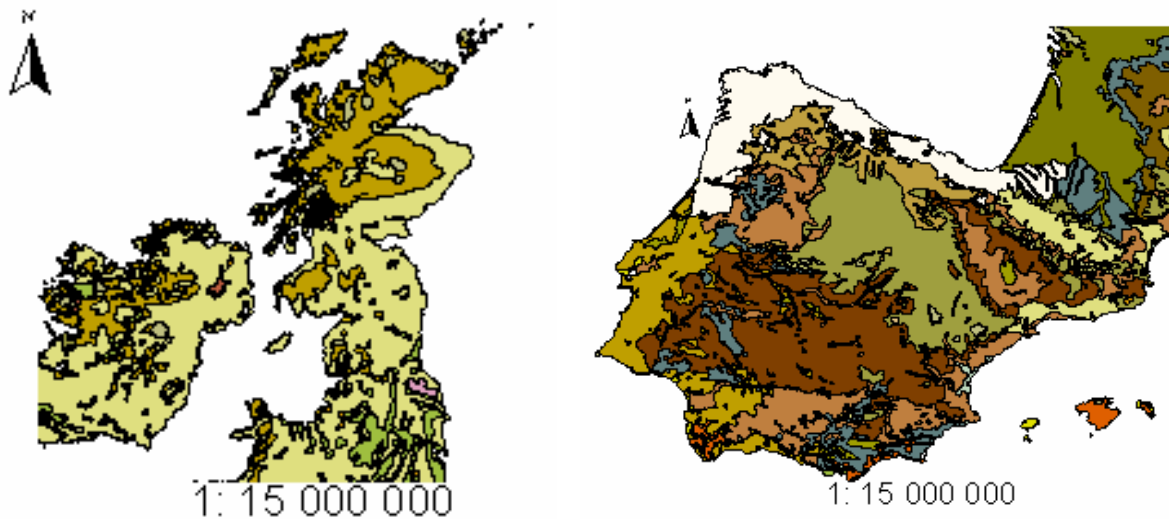


Figure 8 (Left): The Highlands became a different cluster in Great Britain at DMEER 106 classes.

Figure 9 (Right): Subdivision of Iberia by DMEER 133 classes.

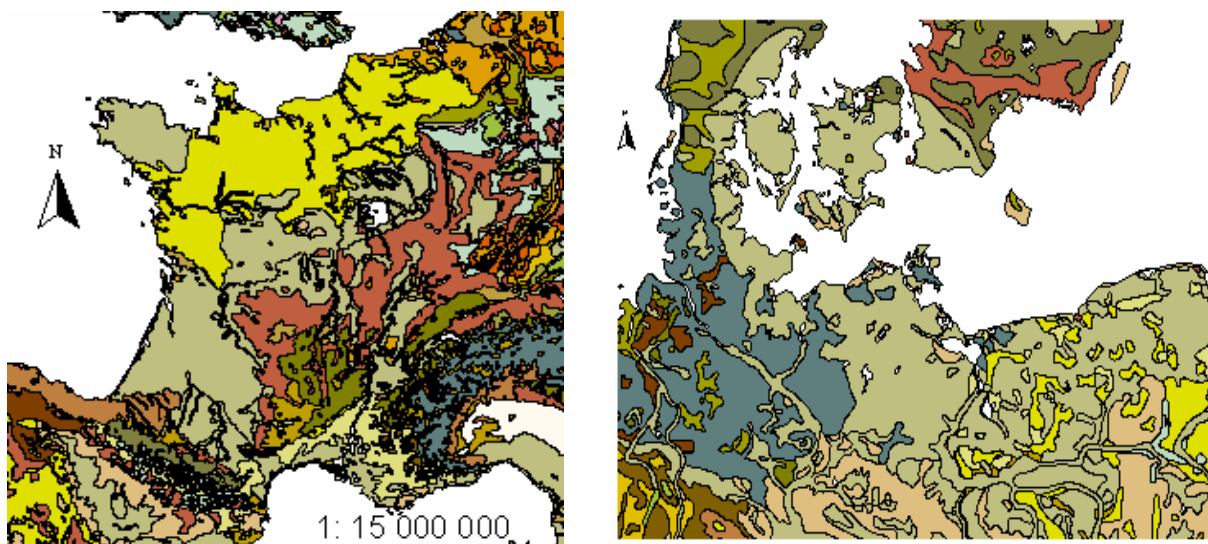


Figure 10 (Left): France at DMEER 156 classes

Figure 11 (Right): Parts of Denmark, Northern Germany and Poland, classified by 189 DMEER classes.

5 Further developments

The results of the data analysis were presented to several biogeographical and vegetation experts, who then decided, for each location, what was the best dendrogram aggregation level, that is, which level of the dendrogram best circumscribed the ecological characteristics of a region.

After this consultation a few steps were further taken to produce a map based on expert advice:

- Assign every polygon to the ecoregion decided by the experts;
- Polygons with azonal vegetation are classified as one ecological region;
- Merge the polygons according to the new classification;
- Eliminate all the polygons smaller than 2000 km². A second amendment was made to take into

account the WWF map of Eurasian ecological regions. This process comprised a cleaning of hand drawn lines in the WWF map according to the underlying BfN 1 : 2,500,000 classes (Figure 12). In the final version of DMEER the minimum map unit was abandoned. The final DMEER map (Figure 13) covers all the area covered by the BfN map and the ITE map and its 69 classes (ecoregions) and also has the input from European Environment Agency (EEA) experts and the WWF.

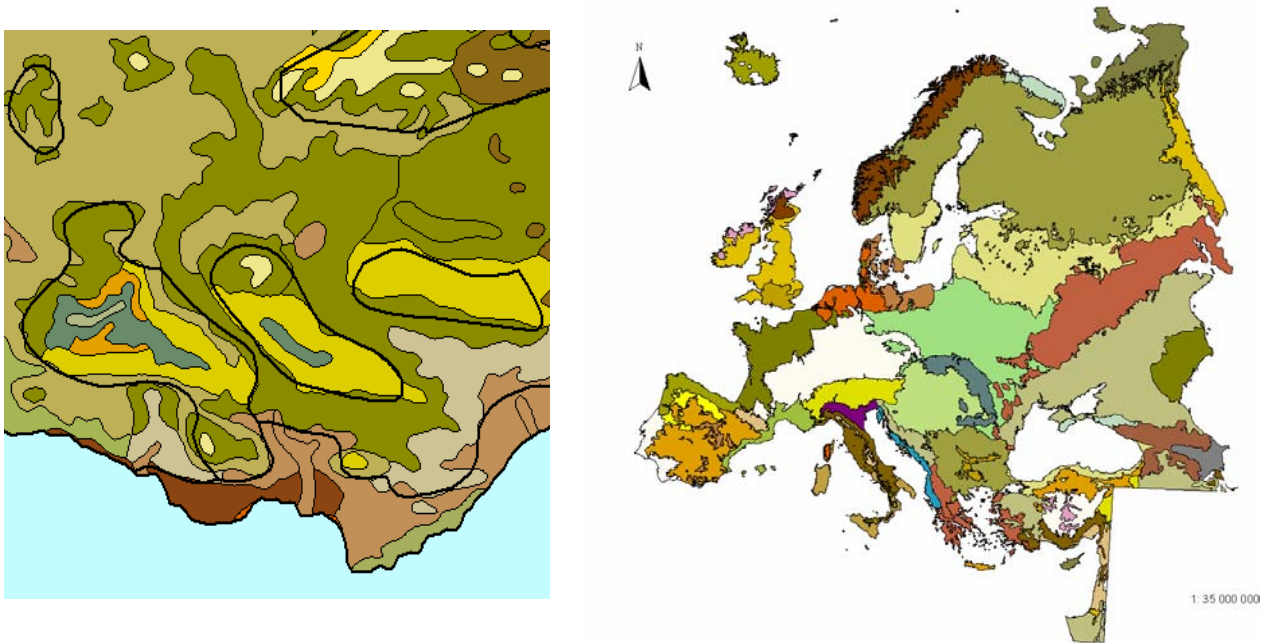


Figure 12 (Left): Mismatch between the BfN 2.5 million map and the hand-drawn lines of WWF in Southern Spain at 1.5 million.

Figure 13 (Right): Final DMEER Map with 69 classes is a set of maps with different classification groups and is provided with a full database. For each class in each classification system it is possible to know the natural vegetation type, the land classification type with 21 parameters including temperature, precipitation and altitude, as well as summarized statistics for a class of polygons: mean, max, min, std deviation and variance.

6 Conclusions

This cluster analysis seems to provide a good classification in an ecological perspective, but raises three questions:

- What is the smallest mapping unit to be considered, given the scale and the purpose of the map, that would affect the whole cluster tree or dendrogram?
- Could other classification algorithms, such as neural networks, provide a more suitable and reproducible classification?
- Is it possible to derive a DMEER with large continuous and homogenous ecological regions with acceptable loss of detail, with a much lower number of polygons considering a final scale of 1:2,500,000 and the ITE map units?

DMEER is meant to be a powerful and efficient step toward setting land management priorities. It provides focus, direction and accountability for conservation efforts. Among the limitations are the following aspects:

- DMEER will not show habitats smaller than the minimum mapping unit. Thus, many important habitat elements, such as meadows and wetlands, may be missed;

- boundaries between ecological regions along real environmental gradients are seldom as sharp as implied on DMEER;
- the predicted ecological distribution may not reflect actual habitat quality.

Nevertheless these results are shown to express what ecological regions are possible to distinguish with the developed methodology at the European scale. Amendments to the methodology are foreseen, which will allow to improve the delineation of Central European low mountain regions, of steppe areas in southeastern Europe, and of specific areas in Finland and in Scotland, to name only a few.

Political boundaries seldom coincide with biogeographic boundaries. Thus, management strategies for long-term maintenance of biodiversity may be better focused on the characteristic biota of a region (NOSS 1983).

The development of a European classification of biogeographic/ecological regions is an attempt to organise the implementation of European politics in a new way that looks beyond the confines of administrative regions.

In view of the value of biological support services to our society and the social and economic costs of endangered species recovery and avoiding the creation of endangered species by maintaining biodiversity in natural landscapes, DMEER will serve both the conservation and development of communities.

Ecological regions should serve as feed-back instruments for policy makers, provide useful mechanisms to stimulate politicians to think beyond administrative borders and facilitate and improve the assessment of Europe's biodiversity, thus increasing the efficiency of politics and management implementation.

In a digital format, DMEER makes possible various types of analyses and evaluation by overlaying varied data. In this respect it forms an important information, assessment and planning basis for solving nature and environmental protection problems at a European level (PAINHO et al. 1996).

References

- AUSTIN, M.P. (1991): Vegetation collection and analysis. – In: MARGUELES, C.R. & AUSTIN, M.P. [Ed.] (1999): Nature Conservation: cost effective biological surveys and data analysis. – Australia CSIRO: 37-41.
- BOHN, U. (1995): International project for the construction of a map of the Natural Vegetation of Europe at a scale of 1 : 2.5 million – its concept, problems of harmonization and application for nature protection. – In: GÉHU, J.-M. [Red.]: Large area vegetation surveys, Bailleul 1994. – Colloq. Phytosoc. **23** [1994]: 23-45.
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BUNCE, R.G.H. (1995): A European land classification. – Merlewood (Institute of Terrestrial Ecology).
- DAVIS, F.W. (1995): Mapping and monitoring terrestrial biodiversity using geographic information systems. Biodiversity and Terrestrial Ecosystems. – Academia Sinica Monograph Series 14: 461-471.

- NOSS, R.F. (1983): A regional landscape approach to maintain diversity. – *BioScience* 33(11): 700-706.
- PAINHO, M.; FARRAL, H. & BARATA, F. (1996): Digital Map of European Ecological Regions (DMEER): its concept and elaboration. Second Joint European Conference (JEC) & Exhibition on Geographical Information. – Barcelona.
- SPECHT, R. (1975): The report and its recommendations. – FENNER, F. (Ed.): A national system of ecological reserves in Australia. – *Australia Academia Sciences Rep.* 19: 11-16.

Authors' address:

Prof. Dr. Marco Painho, Gabriela Augusto
Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação
Universidade Nova de Lisboa
Campus de Campolide
1070-312 Lisboa
PORTUGAL
E-mail: painho@isegi.unl.pt
<http://www.isegi.unl.pt/labnt>

Die Potentielle Natürliche Vegetation als Datengrundlage einer ökologischen Raumgliederung

Using the Map of the Natural Vegetation for a Classification of Terrestrial Ecoregions

WINFRIED SCHRÖDER

Zusammenfassung

Die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation wird zusammen mit Flächendaten über Bodenart, Klima und orographische Höhenlage als eine der Datengrundlagen einer multivariat-statistischen ökologischen Raumgliederung Deutschlands verwendet. Einführend wird dargelegt, was Raumgliederungen sind, wozu sie verwendet werden können (Kapitel 1) und welche landschaftsökologischen Grundlagen hierfür wichtig sind (Kapitel 2). Im Hauptteil werden die Datengrundlagen, die statistische Methode und deren Ergebnis, die Raumgliederung, vorgestellt (Kapitel 3). Anhand der Raumgliederung wird die häufigkeitsstatistische Landschaftsrepräsentanz der Immissionsmeßnetze der Bundesländer bestimmt. Und am Beispiel der in ihnen erhobenen SO₂-Konzentrationen wird gezeigt, wie man durch Kombination geostatistischer Verfahren (Variogrammanalyse, Kriging) mit dem für die Raumgliederung berechneten Nachbarschaftsrepräsentanzindex Vorschläge zur Meßnetzoptimierung ableiten kann (Kapitel 4).

Abstract

Together with area data on soil texture, climate and altitude, the potential natural vegetation is used as database for defining Germany's ecoregions by means of multivariate statistics. After a definition of what the classification of terrestrial ecoregions are and how they can be used (chapter 1) their scientific foundations in the sense of landscape ecology are summarised (chapter 2). The core of the present article deals with data and statistical techniques used for the classification of terrestrial ecoregions and the results of this effort (chapter 3). Furthermore, the landscape representativeness of Germany's immission monitoring networks is analyzed using the ecoregions as a framework. Measurement data from these networks (SO₂) are analyzed by geostatistics, and in combination with a representativeness index for ecoregions, suggestions are made for network fitting (chapter 4).

In 1991 the German Council for the Environment recommended the establishment of a coherent system of *Ecological Monitoring* (SRU 1991). The Federal Ministry for Nature Conservation, Environment and Nuclear Safety then worked out a concept for the stepwise implementation of an *Ecological Monitoring System* (BMU 1999). In this concept step II implies the combination of measuring systems which are run and which have been established by different authorities for different purposes. To support this aim a *GIS Ecological Monitoring* tool has been developed (SCHRÖDER & SCHMIDT 2001). This GIS should be a tool to determine the methodological comparability of data measured at the monitoring sites and the representativeness of the monitoring sites in relation to the spatial structure of landscape. Accordingly, the ecoregions should be a framework to statistically describe the representativeness of the monitoring sites and to assess if they could be combined into a nationwide *Ecological Monitoring System*.

The classification of terrestrial ecoregions detailed in chapter 3 is part of the above-mentioned GIS Environmental Monitoring, which comprises three components (C):

- *C 1: Information on monitoring sites*
 - Metadata on parameters, measuring methods and quality control measures of all German monitoring sites (C1.1)
 - Geographical coordinates (C1.2)
- *C 2: Germany-wide spatial data and the classification of terrestrial ecoregions*
 - Data on soil texture, vegetation, climate and elevation (C 2.1)
 - Statistical techniques to aggregate the classification of terrestrial ecoregions from C 2.1 (C 2.2).
- *C 3: Site specific measurement data from the monitoring sites and geostatistically derived surface maps (grid data).*

The representativeness of monitoring sites should be quantitatively described by combination of geostatistical analysis of measurement data *and* geographical analysis of the site locations in relation to both the spatial structure and ecological potential of landscape units. A GIS-based classification of terrestrial ecoregions allows the description of the efficiency and sufficiency of monitoring networks, i.e. to quantify the degree to which they fulfill this demand in a given region. By this, geographical redundancies or gaps can be easily detected, and adjustments of monitoring networks can be suggested. The present article concentrates on methodological aspects of the classification of terrestrial ecoregions by means of multivariate statistics (*CART*) and geostatistics (variogram analysis, Kriging) for geographical analysis of existing and design of future environmental monitoring networks.

We used Classification and Regression Trees (*CART*) to statistically assign spatial data on soils, vegetation, elevation and climate to ecoregions. *CART* is a statistical procedure for tree-structured nonparametric data analysis introduced by BREIMAN et al. (1984). It uses a decision tree to display how data may be classified via a series of binary splits. A major strength of the technique is its ability to automatically search for important relationships and uncover hidden structures in complex data matrices.

1 Einführung

Ziel des Artikels ist die methoden- und anwendungsorientierte Darstellung einer ökologischen Raumgliederung Deutschlands (Kapitel 3 und 4). In diese Thematik wird zuvor anhand von zwei Fragen eingeführt: Was sind Raumgliederungen? Wozu werden sie verwendet?

Definition und Verwendung von Raumgliederungen. Die Erdoberfläche läßt sich nach verschiedenen Merkmalen in Teilräume untergliedern. Die Aufteilung der festen Erdoberfläche erfolgt in der Regel anhand der orographischen Höhe, Geländeformen, Bodenverteilung, Klima und Vegetation (MEYNEN et al. 1959, 1963; RENNERS 1992). Diejenigen Raumausschnitte, die sich in Bezug auf diese Merkmale sehr ähnlich sind, werden als homogen betrachtet, als Naturraumeinheiten oder Landschaften bezeichnet und auf Karten gegeneinander abgegrenzt. Solche Naturraum- und Landschaftsgliederungen sind u.a. Gegenstand der im wesentlichen von der Geobotanik und der Physischen Geographie betriebenen Landschaftsökologie (FRÄNZLE 1998; RICHTER 1967; HABER 2001; SCHRÖDER 1994). Naturraum- und Landschaftsgliederungen finden Anwendung in der Raumplanung sowie im Umwelt- und Naturschutz, hier beispielsweise bei der Regionalisierung der Roten Liste (DINTER 1986, 1999) sowie bei der Planung und Analyse von Umweltmeßnetzen (SCHRÖDER &

SCHMIDT 2000, 2001). Die in diesem Artikel vorgestellte Raumgliederung wurde für die zuletzt genannte Anwendung in der Umweltbeobachtung entwickelt.

Anwendungsbereich Umweltbeobachtung. Die Umweltmeßnetze wurden in Deutschland überwiegend anlaßbezogen für einzelne Umweltmedien von den Bundesländern eingerichtet. Deshalb stammen die Informationen über Flora und Fauna, Böden, Luft und Wasser aus einer Vielzahl von Meßnetzen, die geographisch unterschiedlich verteilt und nicht kongruent sind, verschiedene Methoden anwenden und schwer zusammenzuführen sind. Demgegenüber fordern ELLENBERG et al. (1978), an landschaftsökologisch repräsentativen Standorten Daten über die Hauptkompartimente terrestrischer Ökosysteme (Biota, Boden, Luft, Wasser) zu erheben. Nachdem gezeigt wurde, daß der medienübergreifende, ökosystemare Ansatz der Umweltbeobachtung mit den bestehenden sektoralen Meßnetzen komplementär verknüpfbar ist (FRÄNZLE et al. 1992), forderte der SRU (1991) die Implementierung eines medienübergreifenden Umweltbeobachtungssystems. Die hierfür erforderlichen Vorüberlegungen mündeten in dem „Konzept ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder“ (BMU 1999) sowie in dem Papier „Umweltbeobachtung - Stand und Entwicklungsmöglichkeiten“ (BMU 2000). Beide Papiere sind einig in dem Ziel, daß „bestehende sektorale Beobachtungsprogramme ... vervollständigt, harmonisiert und zusammengeführt ... werden. ... **Kernfrage** [ist], inwieweit eine ... Zusammenführung der verschiedenen sektoral durchgeführten Programme möglich und sinnvoll ist“ (BMU 1999, S. 6 f.; Hervorhebung durch Verf.). Dieses Ziel ist deshalb von besonderer praktischer Bedeutung, weil die bestehenden Umweltbeobachtungsprogramme "überwiegend anlaßbezogen" als "sektorale Meßnetze" (BMU 2000, S. 1, 4) eingerichtet wurden, so daß eine „Bestandsaufnahme und Zusammenschau“ die wesentliche Voraussetzung dafür ist, "geographische Fehlstellen in der Umweltbeobachtung herauszufinden [sowie] thematische Lücken in der Umweltbeobachtung und damit bei der problembezogenen Umweltberichterstattung zu verdeutlichen" (BMU 2000, S. 2).

Das hierfür erforderliche Instrumentarium wurde in einem Forschungsvorhaben entwickelt und umfaßt folgende, in einem Geo-Informationssystem (GIS) integrierte Komponenten (Abb. 1):

- (1) Metadatenbank über bestehende Umweltmeßnetze von Bund und Ländern;
- (2) statistische Verfahren und GIS-Funktionalitäten zur Prüfung der inhaltlichen und räumlichen Verknüpfbarkeit der Umweltmeßnetze;
- (3) landschaftsökologische Gliederung Deutschlands als Ordnungsrahmen für (2).

Vor Darstellung der dritten GIS-Komponente werden die für Raumgliederung und Umweltbeobachtung wichtigsten theoretischen Grundlagen der Landschaftsökologie zusammengefaßt (Kap. 2).

2 Landschaftsökologische Grundlagen

Praxisorientierte wissenschaftliche Meßnetzanalyse und -planung basiert hauptsächlich auf statistischen Verfahren der räumlichen Verallgemeinerung von Meßwerten und auf Ansätzen der landschaftsökologischen Raumgliederung (Übersichten in: RICHTER 1967; SCHRÖDER 1994; STEINHARDT & VOLK 1999). Die den Naturraumgliederungen zugrundeliegende Idee, ökologisch definierte Raumstrukturen als Ergebnis der Wechselwirkungen zwischen Biotop und Biozönose (TROLL 1966, S. 11 f.) und somit als Integralindikatoren ökosystemarer Stoff- und Energieflüsse zu interpretieren, griffen ELLENBERG et al. (1978) für ihre Denkschrift zur Errichtung eines ökologischen Informationssystems auf. Demnach ist die an landschaftsökologischen Repräsentanzkriterien orientierte Auswahl von Meßstellen zu ergänzen durch die Extrapolation der dort erhobenen Daten in die Fläche.

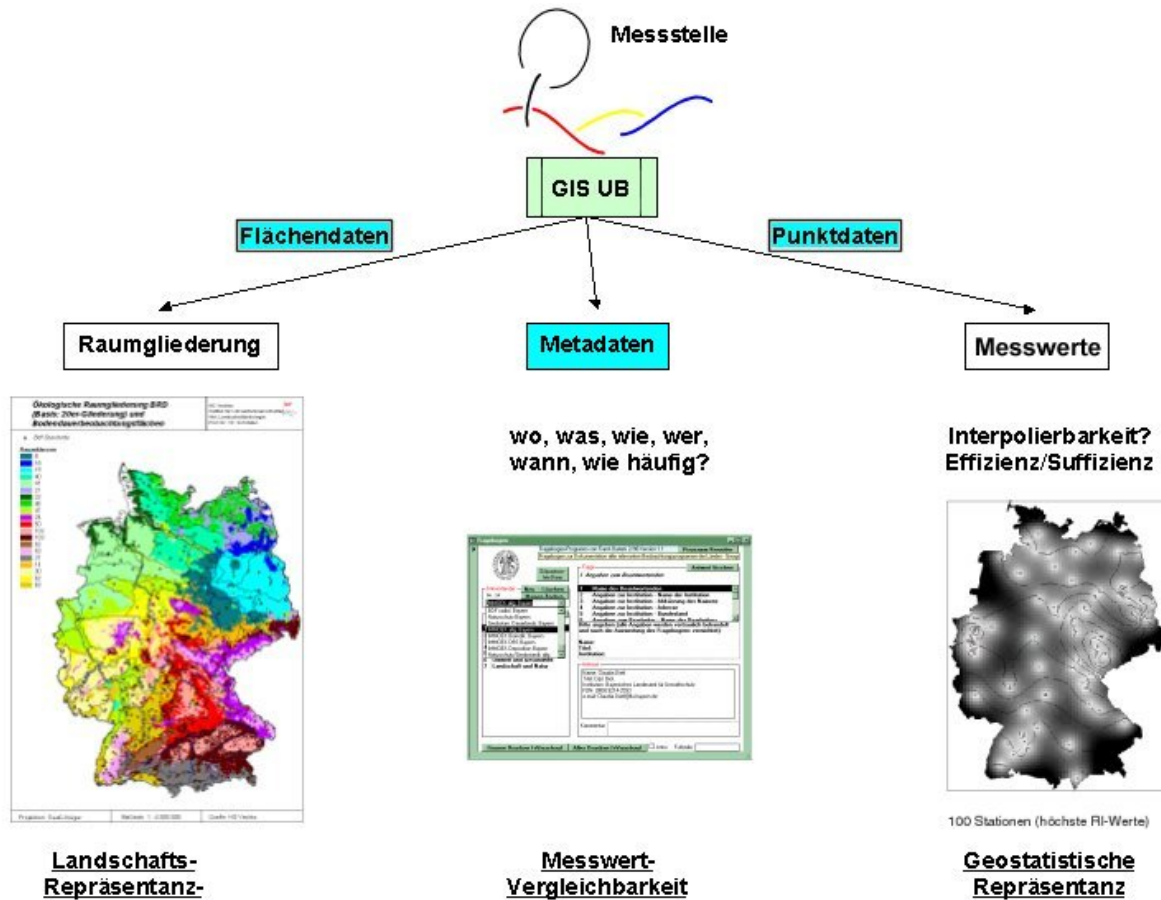


Abb. 1: Integration von Flächen-, Meta- und Punktdaten im GIS Umweltbeobachtung.

Raumgliederungen sind ein Schwerpunkt geographischer und geobotanischer Arbeiten zur Landschaftsökologie. Übergeordnetes Ziel ist es dabei, Landschaften in Teilräume zu untergliedern, die in Bezug auf diejenigen Merkmale in einem bestimmten Betrachtungsmaßstab homogen sind, welche einen Rückschluß auf den Stoffhaushalt des betrachteten Raumausschnittes gestatten. Die in solchen Teilräumen ermittelten Meßwerte können insofern angemessen naturwissenschaftlich interpretiert werden, „da – bei richtiger Versuchsanordnung – für alle gewonnenen Werte ein erheblicher Teil der im homogenen System gegebenen Bedingungen als konstant betrachtet werden können ... Der Vorteil des Verfahrens, Partialkomplexe ... der Untersuchung zugrundelegen, liegt darin, daß die in diesen landschaftsökologischen Hauptmerkmalen erfassbaren quantitativen Beziehungen in dem gegebenen Beziehungssystem ihre Gültigkeitsgrenzen finden, während isolierte Befunde oder deduktiv abgeleitete Werte unsicher bleiben, weil sie die im natürlichen System liegenden Einflüsse nicht berücksichtigen können“ (NEEF 1967, S. 23).

Die Klassifikation solcher homogener Einheiten „vermittelt zahlreiche Befunde über Standorte, die zu Typen zusammengefaßt werden können, die gleiches oder ähnliches Verhalten aufweisen. Die Merkmalsverbindungen sind oftmals sehr streng, das heißt, daß sich nur jeweils bestimmte Merkmale mit begrenzten Quantitäten zu einem Typ vereinigen, so daß die Möglichkeit besteht, Standorte durch einzelne der aussagekräftigen und besonders eng korrelierten Merkmale anzusprechen, ohne die ganze Breite der Eigenschaften im Gelände nachmessen zu müssen“ (NEEF 1967, S. 26).

Diese „landschaftsökologische Verwandtschaft“ (RICHTER 1967, S. 136) ist ein maßstabsunabhängig nutzbares Ordnungsprinzip, das sich heutzutage mit multivariat-statistischen Verfahren und GIS auf die Fragestellung bezogen operationalisieren läßt. Ergebnis sind landschaftsökologisch definierte Raumeinheiten, die aufgrund des Rückschlusses von den beobachtbaren Merkmalskombinationen auf die stofflichen Prozesse als Indikatoren für den Stoffhaushalt fungieren. Wenn diese landschaftsökologischen Raumeinheiten demnach auch Stoffhaushaltstypen repräsentieren, sollte die Beeinflussung des Stoffhaushaltes durch anthropogene Einflüsse in diesen Räumen durch Umweltmeßstellen erfaßt werden. Die an diesen möglichst repräsentativen Meßstellen erhobenen Daten sind aber nicht ohne geostatistische Prüfung auf diese landschaftsökologisch definierten Raumeinheiten übertragbar. Jedoch sind Kenntnisse über Klima, Vegetation und Böden derjenigen Landschaftseinheiten, in denen Umweltbeobachtung betrieben wird und für die deren Meßdaten gültig sind, stets wichtig für die Meßwertinterpretation. Denn die Landschaftsräume sind die Rezeptoren der an den Meßstellen quantifizierten anthropogenen Störungen.

3 Raumgliederung Deutschlands

Wenn landschaftsökologisch definierte Raumeinheiten Indikatoren für ökosystemare Prozesse sind, dann sollten Meßstandorte flächenproportional in ihnen vertreten sein (häufigkeitsstatistische Landschaftsrepräsentanz) und an den Lagebeziehungen der Raumeinheiten orientiert werden (raumstrukturelle Landschaftsrepräsentanz). Als Grundlage für die Quantifizierung der Landschaftsrepräsentanz können Raumgliederungen dienen. Deshalb behandelt Kapitel 3 folgende Fragen: Welche Daten sind für eine landschaftsökologische Gliederung Deutschlands fachlich sinnvoll und verfügbar? Was soll das Gliederungsverfahren leisten, und wie funktioniert es? Welche Raumgliederung ergibt sich bei Anwendung des Verfahrens auf die verfügbaren Daten?

Datengrundlagen. Die Eignung von Methoden und Daten ist sinnvollerweise nur in Bezug auf das jeweilige Untersuchungsziel zu bestimmen. Oft sind die verwendeten Daten eine Schnittmenge zwischen denjenigen Informationen, die fachlich wesentlich sind, und denen, die tatsächlich verfügbar sind. Dies gilt auch für die in Tabelle 1 zusammengestellten Flächendaten, die für die Raumgliederung und zur Kennzeichnung der anthropogenen Belastung der Landschaftseinheiten sowie für die Bestimmung der Landschaftsrepräsentanz der Meßnetze verwendet wurden. Wichtig für die Bewertung dieser Berechnungsergebnisse ist die Qualität der Flächendaten und die Konstruktvalidität des statistischen Modells.

Datenqualität und Konstruktvalidität. Die zur Raumgliederung benutzten Flächendaten (Tabelle 1) quantifizieren wesentliche Landschaftsmerkmale und können in Bezug auf einen empirisch bestimmten Zeitraum als quasi konstant betrachtet werden. Bei Klimadaten ist dies dann der Fall, wenn sie über eine klimatologische Normalperiode (30 Jahre) integrieren. Zeitlich variabler als diese die ökologische Raumausstattung kennzeichnenden Merkmale können anthropogene Einflüsse wie z. B. Bodennutzungen und Stoffeinträge sein. Deshalb gehen die hierzu vorhandenen Daten nicht in die Raumgliederung ein, sondern sie dienen u.a. als Zusatzinformationen für die Raumklassenbeschreibung und für Repräsentanzanalysen.

Daten sollen Sachverhalte wie z. B. „Landschaft“ bzw. „Naturraum“ fachlich sinnvoll quantifizieren (Konstruktvalidität). Zudem ist die Aussagekraft der Daten im Sinne der Meßqualitätskriterien wichtig für die Bewertung von Ergebnissen statistischer Analysen. Neben dem Nachweis der standardisierten

Tabelle 1: GIS-Flächendaten.

Objekt	Erhebungszeitraum	Stand	GIS-Layer	Bezugsquelle
Potentiell natürliche Vegetation		1998	1	BfN
Bodenart (Basis: BÜK 1000)		2000	1	BGR
Orographische Höhenlage		1996	1	UNEP
Mittlere monatliche Globalstrahlung März bis November	1981-1999	2000	9	DWD
Mittlere monatliche Verdunstung Januar bis Dezember	1961-1990	2000	12	DWD
Mittlerer monatlicher Niederschlag Januar bis Dezember	1961-1990	2000	12	DWD
Mittlere monatliche Temperatur Januar bis Dezember	1961-1990	2000	12	DWD

Erhebung und Richtigkeit der Meßwerte ist vor allem die Anzahl und die Repräsentanz der Meßstellen, also die räumliche Auflösung der den GIS-Karten zugrundeliegenden empirischen Primärdaten, wichtig. Denn sie ist fachlich entscheidend für die räumliche Auflösung von Flächendaten im GIS. Entsprechende Angaben liegen für die Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) vor, zu den anderen der in Tabelle 1 aufgeführten Flächendaten hingegen nicht. Unter diesen einschränkenden Randbedingungen wird anschließend versucht, die Aussagekraft der für die Raumgliederung benutzten Daten i. S. der Meßqualitätskriterien und der Konstruktvalidität zu kennzeichnen.

Potentielle natürliche Vegetation (PNV). Die PNV ist diejenige Vegetation, die unter den gegenwärtigen klimatischen, orographischen und pedologischen Randbedingungen unter Ausschluß menschlicher Einflüsse zu erwarten wäre (BOHN et al. 2000/2003). Die PNV ist also ein Integralindikator für die landschaftsökologisch definierte Standortqualität bzw. das ökologische Standortpotential eines Raumes (Kap. 2). Damit verkörpert sie das, was im Umweltschutz die Vorsorgewerte langfristig gewährleisten sollen bzw. was durch menschliche Eingriffe möglichst wenig zu beeinträchtigen ist, nämlich die standörtliche Multifunktionalität.

In dem statistischen Modell der Raumgliederung wird versucht, die räumliche Differenzierung der PNV Deutschlands anhand flächenhafter Daten über diejenigen Standortmerkmale zu beschreiben, die für die PNV ökologisch ausschlaggebend sind: Boden, Klima und Orographie. Als Ergebnis solcher Berechnungen sind folgende Fälle denkbar:

- (1) Die PNV-Raumstruktur läßt sich mit den verfügbaren Daten nicht beschreiben.
- (2) Die räumliche Differenzierung der PNV ist mit den Flächendaten nachvollziehbar.
 - (a) Einige PNV-Einheiten können hinsichtlich Klima, Boden und Orographie weiter untergliedert werden.
 - (b) Andere PNV-Einheiten sind sich hinsichtlich der beschreibenden Merkmale so ähnlich, daß sie aus statistischen Gründen zusammengefaßt werden müssen.

Klima. In die Berechnungen gingen diejenigen Klimadaten ein, die vom DWD als Rasterdaten und Stationsdaten zur Verfügung gestellt wurden. Die Erhebung der Primärdaten erfolgt an – nach Repräsentanzkriterien ausgewählten – DWD-Stationen nach standardisierten Methoden. Bezogen auf 30jährige Mittel gestattet das Verhältnis von Meßqualität und Meßnetzkonfiguration zur räumlichen Variabilität der Meßwerte deren Extrapolation auf 1 km²-Raster. Da zu den anderen Daten der

Tabelle 2 entsprechende Qualitätsangaben fehlen, wurden alle Flächendaten im GIS mit Zustimmung des Arbeitskreises Raumgliederung im 4 km²-Raster aufgelöst.

Orographische Höhe. Das digitale Höhenmodell für die Bundesrepublik stammt von UNEP (United Nations Environment Program). Die Auflösung der Höhendaten beträgt etwa 30 Bogensekunden (ca. 1 x 1 km²). Angaben zur Datenqualität liegen nicht vor.

Bodeninventar. Die Flächeninformationen des GIS zum Landschaftselement Boden entstammen der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000; BGR Dezember 1997; HARTWICH et al. 1995). Jede der zu sieben Gruppen von Bodengesellschaften zusammengefaßten 72 Legendeneinheiten ist mit einem Leitbodenprofil hinterlegt und beschrieben in Bezug auf Gründigkeit, Bodenarten, Wasserverhältnisse, Ausgangsgestein (Substrat), Leit- und Begleitbodentypen. Aus diesen aggregierten Informationen über die 72 Bodeneinheiten hat die BGR u.a. die ökologisch wichtige Standorteigenschaft Bodenart extrahiert und als Karte zur Verfügung gestellt.

Aus fachlicher Sicht sind für ökologische Einschätzungen Angaben zur Bodenart aussagekräftiger als solche zum Bodentyp. Denn letzterer ist eine nur begrenzt objektivierbare und umweltchemisch deutbare Bezeichnung für eine empirisch faßbare Kombination pedogenetisch interpretierbarer Merkmale. Demgegenüber charakterisiert die Bodenart die Pedosphäre bezüglich ihrer bodenphysikalischen Eigenschaften, welche z. B. für den Wasser- und Stoffhaushalt terrestrischer Ökosysteme von entscheidender Bedeutung sind (SCHRÖDER et al. 1998). Dies belegt die Dokumentation der Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Belastbarkeit von Böden (HENNING 1994), die fast ausschließlich auf Informationen zur Bodenart basieren.

Rasterung und Kartenprojektionen. Alle in Tabelle 2 aufgeführten Flächendaten werden im GIS verwaltet und aufbereitet. Alle Eingangskarten wurden in der flächentreuen Albers-Projektion in einer Auflösung von 2 x 2 km mit Hilfe des Moduls GRID von ARC/INFO neu gerastert. Die statistischen Berechnungen erfolgen in dieser flächentreuen Projektion. Damit ist sichergestellt, daß alle Rasterzellen identische Flächenanteile (4 km²) aufweisen und sich somit keine Verzerrungseffekte bei den Berechnungen einstellen. Für Karten- und Lagebestimmungen werden sowohl die Eingangskarten als auch die Ergebniskarten in die Transverse-Projektion überführt. Sie haben in dieser Projektion Gauß-Krüger-Koordinaten.

Methodenwahl. Neben der Datengrundlage ist die statistische Modellbildung und der Rechenalgorithmus ausschlaggebend für das Ergebnis. Raumgliederungen können mit verschiedenen Verfahren durchgeführt werden (SCHRÖDER 1994; STEINHARDT & VOLK 1999). In der vorliegenden Untersuchung wurde *CART* (Classification and Regression Trees, BREIMAN et al. 1984) für die Raumgliederung verwendet. *CART* hat im Gegensatz zu allen uns bekannten kommerziellen Klassifizierungsverfahren den Vorteil, sehr große Mengen kategorialer, ordinaler und metrisch-kontinuierlicher Daten ohne Veränderung ihrer Skalendignität zu verarbeiten. Dies ist wichtig, denn die Raumgliederung Deutschlands wird anhand der in 67 Klassen differenzierten potentiellen natürlichen Vegetation (kategoriale Ziel-/Kriteriumsvariable) und der Bodenart (kategorial) sowie Klima und Höhenlage (metrisch) berechnet (Tabelle 1). Ferner werden von *CART* automatisch alle mit einem gegebenen Datensatz möglichen Gliederungen ermittelt. Sie sind anhand statistischer Maßzahlen miteinander vergleichbar, und auf dieser Grundlage wird die statistisch optimale Gliederungsvariante ermittelt. Diese ist vom Anwender nach fachlichen, d.h. hier nach landschaftsökologischen Kriterien modifizierbar. Anhand eines Beispiels soll das Grundprinzip des Verfahrens erläutert werden;

Abbildung 2 und Tabelle 2 dienen zur Veranschaulichung.

Cart-Beispiel. Eine Menge von Kugeln ist zu ordnen. Die Kugeln unterscheiden sich hinsichtlich folgender kategorialer (M1, M2) und metrischer (M3, M4) Merkmale: Farbe (M1: rot, gelb, grün, blau), Material (M2: Glas, Holz, Kunststoff, Metall), Durchmesser (M3: cm) und Gewicht (M4: g). Die absolute und relative Häufigkeit der roten, gelben, grünen und blauen Kugeln ist bekannt (Abb. 2). Das Ziel besteht darin, die in einem großen Haufen vermischt vorliegenden Kugeln so zu ordnen, daß eine überschaubare Zahl von Teilmengen gebildet werden, deren Elemente in Bezug auf die Farbe möglichst einheitlich sind. *CART* prüft, welches der Merkmale M 2 bis M 4 die Kugelmenge in zwei Tochterklassen so gliedert, daß in einer von ihnen der Anteil der in der Ausgangsmenge am häufigsten vorkommenden roten Kugeln steigt. Diejenige Ausprägung eines der Merkmale M 2 bis M 4, das am häufigsten gemeinsam mit der Kugelfarbe rot auftritt, also die engste statistische Beziehung (Korrelation) hierzu aufweist, wird als Unterteilungskriterium benutzt. Diese Randbedingung wird in dem Beispiel am besten vom Kugeldurchmesser erfüllt; diejenigen Kugeln, die einen Durchmesser von kleiner als 20 cm aufweisen, werden in die Tochterklasse 1 eingeordnet. In ihr ist der Anteil der roten Kugeln um 10 % höher als in der Ausgangsklasse. Da aber auch einige gelbe, grüne und blaue Kugeln in dieser Größenklasse vorkommen, sind sie auch in der Tochterklasse 1 enthalten. Kugeldurchmesser über 20 cm kommen am häufigsten bei den blauen Kugeln vor, so daß diese Farbe in der Tochterklasse 2 dominiert. Die Tochterklassen 1 und 2 sind also nicht völlig homogen.

In einem zweiten Durchgang prüft *CART*, welche Kugelmerkmale den Anteil der häufigsten Farbe in Tochterklasse 1 (rot) und 2 (blau) in den aus ihr zu bildenden Tochterklassen 1.1 und 1.2 bzw. 2.1 und 2.2 mit sich bringt. In dem Beispiel sind dies das Material und das Gewicht: Sortiert man aus der Klasse 1 die Kunststoffkugeln aus (Klasse 1.1), so steigt der Anteil der roten Kugeln auf 80%. Bei den Kugeln aus anderen Materialien dominieren die gelben mit 65 % (Klasse 1.2). Die Klasse 2 wird anhand des Kugelgewichtes in die Tochterklassen 2.1 (Gewicht > 20 g) und 2.2 (Gewicht < 20 g) gegliedert.

Analogie. Bei der Raumgliederung entsprechen die 2 x 2 km-Rasterzellen der BRD den Kugeln des Beispiels, die PNV den Kugelfarben und die Landschaftsmerkmale Höhenlage, Boden und Klima den Kugelmerkmalen Material, Umfang und Gewicht (Tabelle 2).

Tabelle 2: Analogie Kugelbeispiel/Raumgliederung mit *CART*.

	Kugelbeispiel	Raumgliederung mit <i>CART</i> (Tabelle 1)
Objekte	Kugeln	2 x 2 km-Rasterzellen BRD
Zielvariable	Farbe (4 Kategorien)	PNV (67 Kategorien)
Prädiktoren	Material (4 Kategorien)	Bodenart (72 Kategorien)
	Umfang (metrisch)	Klima (metrisch)
	Gewicht (metrisch)	Orographie (metrisch)

Statistische Gütemaße. Die Qualitätsprüfung der *CART*-Klassifikation kann nach fachlichen und nach statistischen Kriterien erfolgen. Als statistische Gütemaße fungieren missclassification, deviance und cost complexity. Das Maß für die Reinheit bzw. Homogenität einer Tochterklasse ist die Fehlklassifikationsrate. Ihr Wert berechnet sich aus dem Verhältnis der Elemente mit der am häufigsten in dieser Klasse vertretenen Ausprägung der Zielvariablen zu allen in dieser Klasse enthaltenen Elementen. *CART* berechnet für alle Ausprägungen aller beschreibenden Variablen die Fehlklassifikation der Tochtergruppen und wählt diejenige Partition mit dem kleinsten Fehlklassifikationswert aus. Dabei wird ein leicht lesbarer Strukturbaum (Tree) erzeugt, aus dem man die Beziehungen der Klassen (der Blätter des Baumes) untereinander und der jeweiligen Ausprägungen der Ziel- und der beschreibenden Variablen ablesen kann. So erstellt *CART* zunächst den Tree T_{max} mit der nach Datenlage maximal

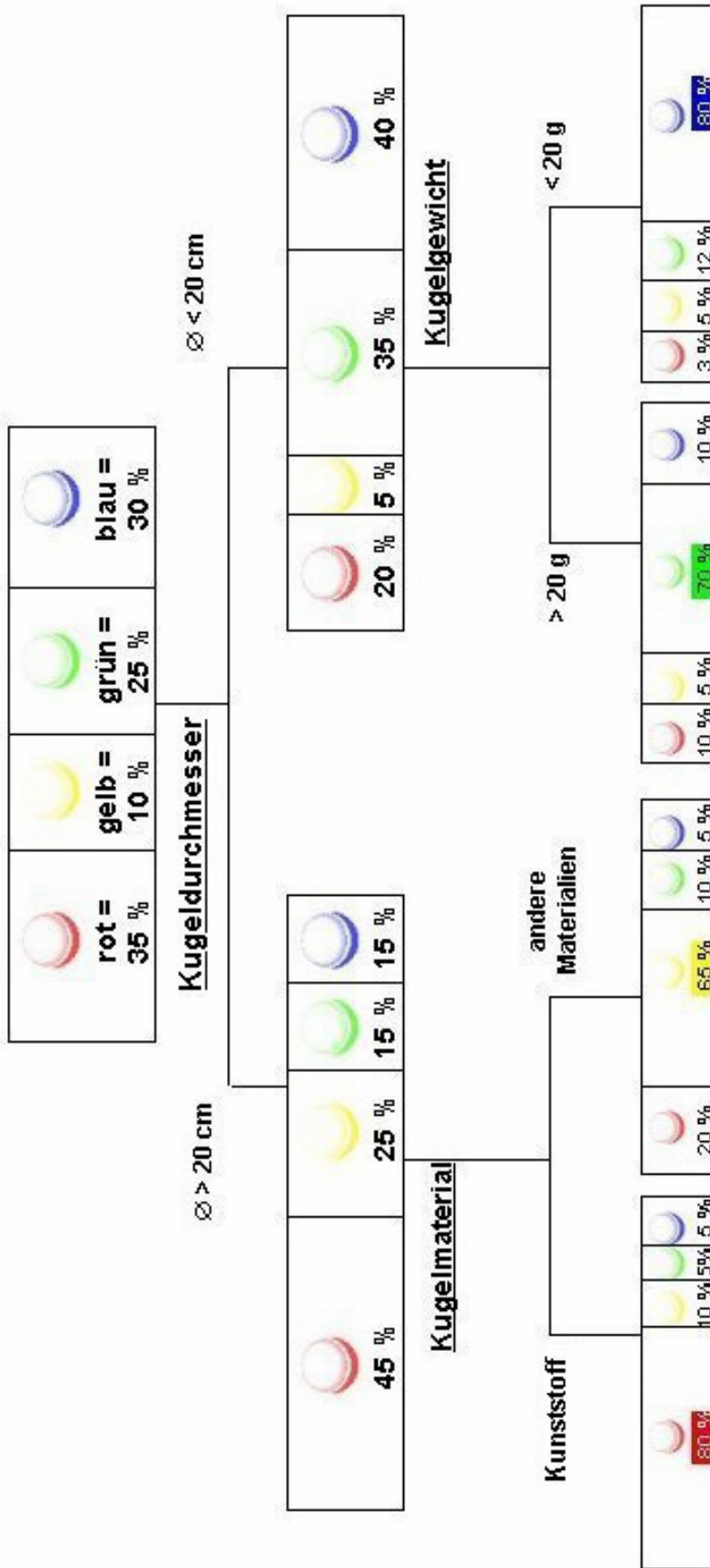


Abb. 2: Analogie Kugelbeispiel / Raumgliederung mit CART.

möglichen Klassenanzahl. Anschließend wird durch sukzessives Zurückschneiden (pruning) einzelner Blätter eine Sequenz aus allen möglichen Bäumen T' mit abnehmender Klassenanzahl (Größe des Tree) und damit zunehmender Fehlklassifikationsrate der T' , T'' usw. bis zur Ausgangsklasse (Grundgesamtheit) erstellt. Für jeden dieser Bäume werden die Fehlklassifikationsraten des gesamten Baumes berechnet. *CART* schlägt einen dieser Bäume als optimalen vor. Dabei wird die Fehlklassifikationsrate mit der Größe des Baumes verglichen und daraus ein Komplexitätswert ermittelt (cost complexity). Als optimal wird dann ein Baum ausgewählt, der eine möglichst geringe Fehlklassifikation bei zugleich möglichst geringer Komplexität aufweist.

Ergebnis. Das Ergebnis der *CART*-Berechnungen ist ein Strukturbaum mit 73 Blättern, jedes von ihnen entspricht einer Raumklasse. Jede dieser Landschaftseinheiten kann hinsichtlich der in Tabelle 1 aufgelisteten Merkmale statistisch beschrieben werden. Abbildung 3 zeigt dies beispielhaft für die orographische Höhe, die potentielle natürliche Vegetation und die Bodenart. Zur besseren Lesbarkeit sind im Dendrogramm (Abb. 4) zur entsprechenden Raumgliederungskarte (Abb. 5) lediglich 21 Raumklassen dargestellt. Sie bilden die Grundlage zur Bestimmung der Landschaftsrepräsentanz der Immissionsmeßnetze des Bundes und der Länder (Kap. 4).

4 Repräsentanz von Umweltmeßnetzen

Kriterien. Wenn landschaftsökologisch definierte Raumeinheiten Indikatoren für ökosystemare Prozesse sind, dann sollte nach Kapitel 2 gelten:

- (1) Die **Meßflächen**-Anzahl entspricht den Flächenanteilen der ökologischen Raumeinheiten (*häufigkeitsstatistische Landschaftsrepräsentanz*).
- (2) Die **Meßflächen** sind eingebettet in typische Nachbarschaftsstruktur der Raumeinheiten (*raumstrukturelle Landschaftsrepräsentanz*).
- (3) Die **Meßdaten** sind flächenhaft verallgemeinerbar (*geostatistische Repräsentanz*).

Verfahren. Die beiden ersten Kriterien werden anhand der landschaftsökologischen Raumgliederung quantifiziert, zur Prüfung des dritten werden die geostatistischen Verfahren Variogrammanalyse und Kriging verwendet.

Durch Verschneidung der Immissionsmeßnetz Karte mit der Raumgliederung (Abb. 5) wird ermittelt, wie gut oder schlecht die jeweiligen Raumklassen mit Meßstandorten belegt sind. Innerhalb einer Raumklasse sollten prozentual ebenso viele Meßstationen eingerichtet sein, wie es dem Flächenanteil der Raumklasse in der BRD entspricht. Die häufigkeitsstatistische Landschaftsrepräsentanz von Meßstellen wird also anhand der Flächenproportionalität gemessen. Enthält eine Raumklasse weniger Meßstandorte, als ihrem Flächenanteil entspricht, liegt Unterrepräsentanz vor (rote Flächen in Abb. 6), im umgekehrten Falle Überrepräsentanz (grüne Flächen in Abb. 6). Für die Immissionsmeßnetze zeigen sich große Unterschiede zwischen sogenannten Reinluftgebieten mit bis zu 5 % Unterrepräsentanz und dem Rhein-Ruhrgebiet mit einer 18 %igen Überrepräsentanz der Immissionsmeßstandorte. Ob dennoch eine flächenhafte Interpolation zwischen den Meßstandorten statistisch sinnvoll ist, wird mit geostatistischen Verfahren geprüft.

Parameter-Vergleich, Raumgliederung Dt.
 Hoehe, Bodenart, PNV
 Oekoklassen 58, 30

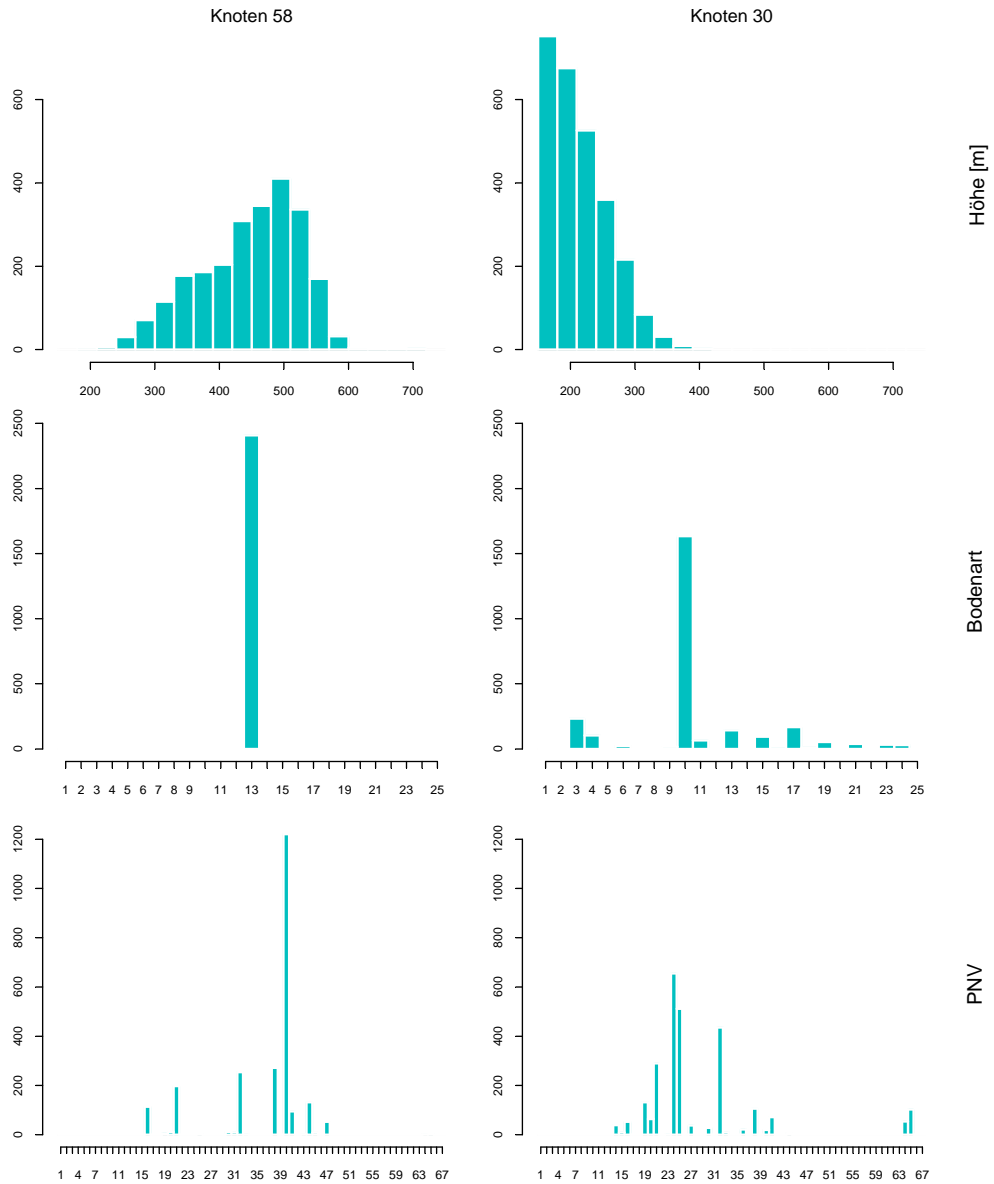


Abb. 3: Statistische Verteilung von Bodenart, orographischer Höhe, PNV in zwei Raumklassen. Dendrogramm für die Klassen 58 und 30 der 21er-Raumgliederung.

Gesamtmißklassifikation:
0.5984

Raumgliederung Deutschlands,
Variante Bodenart,
Globalstrahl. + Verdunstung

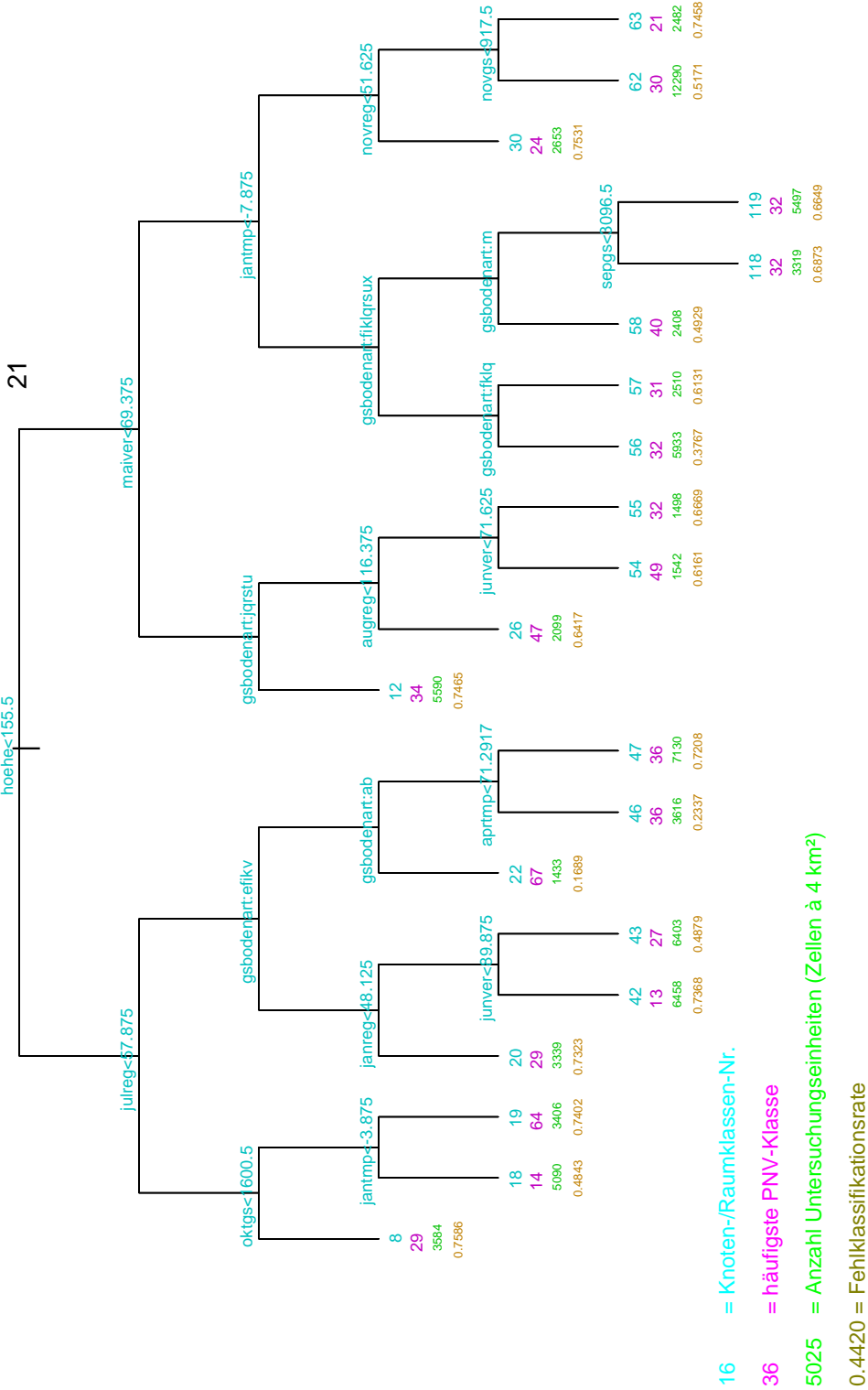
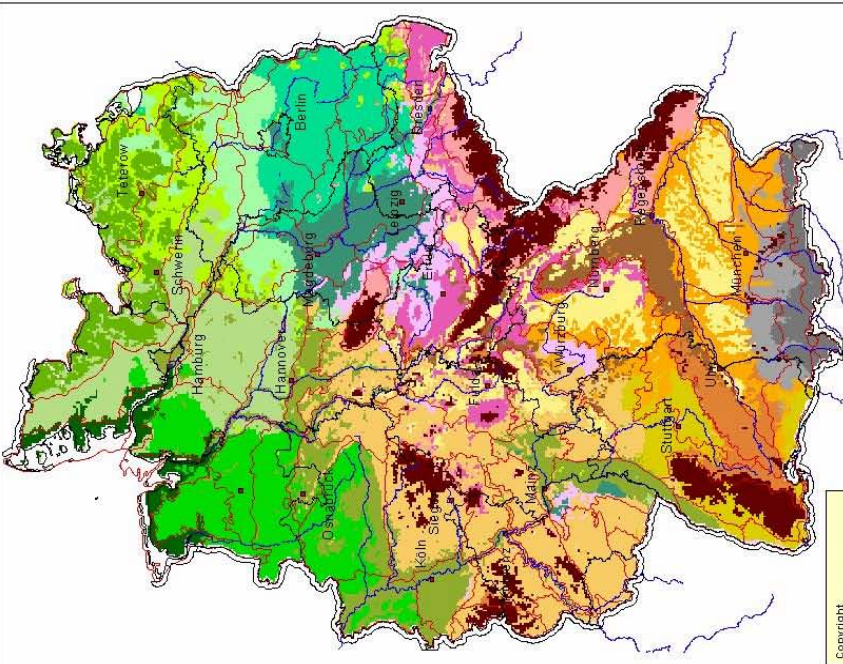


Abb. 4: Dendrogramm der landschaftsökologischen Raumgliederung Deutschlands (21 Klassen).

Ökologische Raumgliederung (21 Klassen)

HS Vechta,
Institut f. Umweltwissenschaften
Abt. Landschaftsökologie
Prof. Dr. Winfried Schröder
Bearbeitung: Dipl.-Geol. G. Schmidt



Copyright
Umweltbundesamt
Bundesamt für Naturschutz
Bundesinstitut für
Landschaftspflege
Iuw, HS Vechta
Quellen:
BfN (PNV), DWD (Klima)
BGR (Bodenart)
UNEP (Topographie)

Admin. Grenzen
Naturräume (n. Meynen et al. 1982) (Stand: Juni 2001)

8	Altmark, Prignitz und Uckermark	47	Nieders. Börden, Rheinland und Oberrheinthal
12	Hochlagen der Mittelgebirge	54	Allgäu und Hochalpen
18	Bbg. Jungmoränenlandsch., Fläming und Niederlausitz	55	Alpenvorland
19	Magdeburger Börde und Leipziger Tieflandsbucht	56	Bayerisches Hügelland, Fränkisches Keuper-Lias-Land
20	Mecklenburger Seenplatte	57	Randlagen der kristallinen Mittelgebirge
22	Ost- und Nordfriesische Marsch	58	Fränkische Alb
26	Schwäbische Alb	62	Rheinisches Schiefergebirge, Saar-Nahe-Senke, Pfälzer Wald
30	Sächsische Börden	63	Südwestdeutsches Schichtstufenland
42	Niedersächsische Geest, Westfälische Tieflandsbucht	118	Lausitz und Thüringer Schiefergebirge
43	Schl.-Holst. Geest und Lüneburger Heide	119	Schotterterrassen des Alpenvorlands und Keuper-Bergland
46	Schl.-Holst. und Mecklenb. Jungmoränenlandschaft		

Abb. 5: Karte der landschaftsökologischen Raumgliederung Deutschlands (21 Klassen).

Landschaftsrepräsentanz Immissionsmessnetz

Maximale Fehlbelegung: ca. -5 bis +18 %

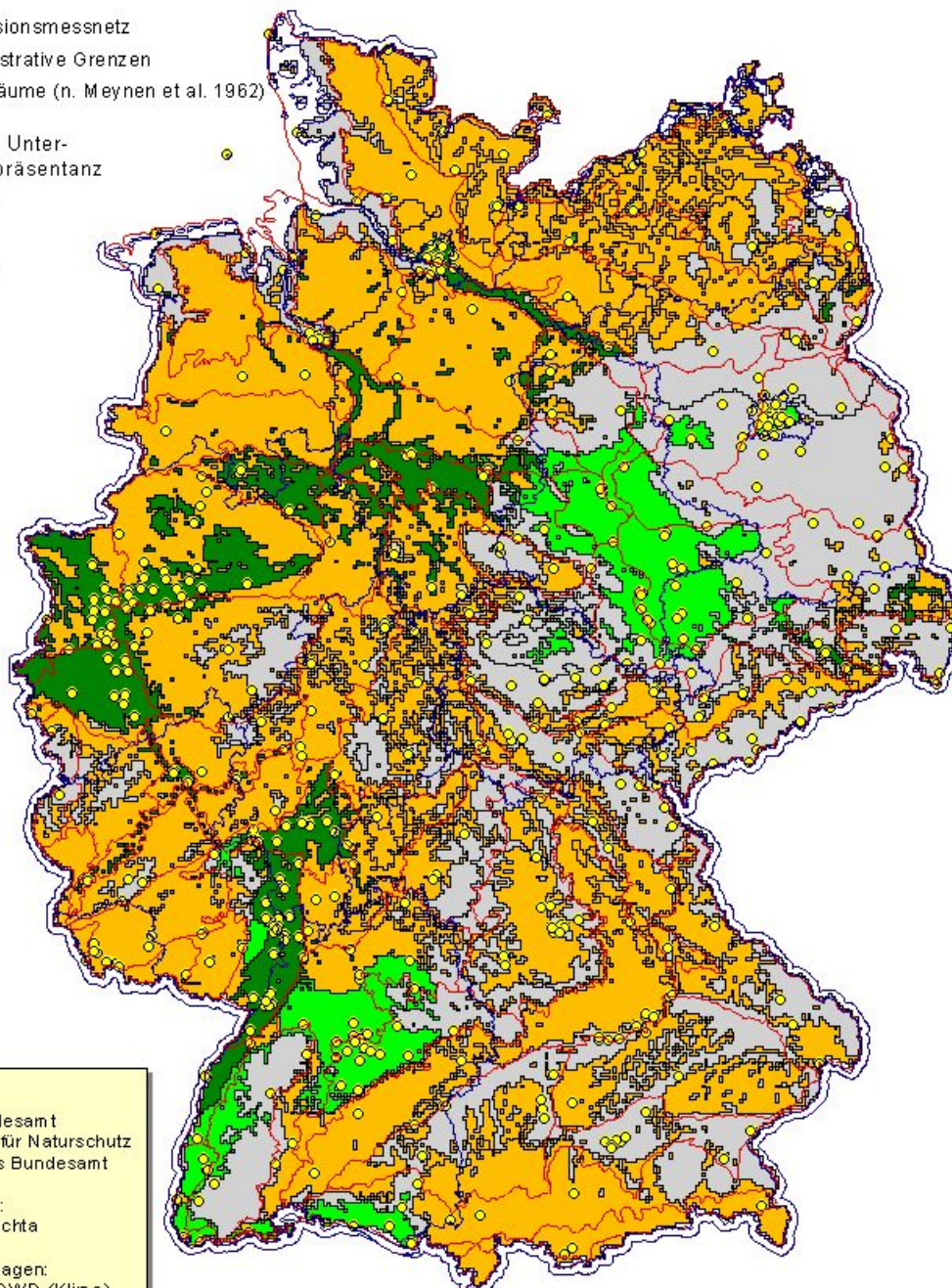
Hochschule Vechta
 Institut für Umweltesociologie
 Abt. Landschaftsökologie
 Projektleitung: Prof. Dr. Wilfried Soltröder
 Bearbeitung: Dipl.-Geol. G. Schmidt



- Immissionsmessnetz
- administrative Grenzen
- ∕ Naturräume (n. Meynen et al. 1962)

Prozentuale Unter-
und Überrepräsentanz

- 5 - 20
- 1 - 5
- -1 - 1
- -6 - -1



Copyright:
 Umweltbundesamt
 Bundesamt für Naturschutz
 Statistisches Bundesamt

Bearbeitung:
 IUW, HS Vechta

Datengrundlagen:
 BfN (PnV), DWD (Klima)
 BGR (Bodenart)
 UNEP (Topographie)
 Umweltbehörden der
 Länder (BDF)

Projektion: Gauß-Krüger

Maßstab: 1 : 4.000.000

Stand: 2000 (Immission); 2001 (UBA IX)

Abb. 6: Landschaftsrepräsentanz der Immissionsmeßnetze des Bundes und der Länder.

Die Analyse der geostatistischen Repräsentanz der SO₂-Messungen wird beispielhaft für das Jahr 1996 beschrieben. Für diesen Zeitraum liegen Meßwerte von 37 Stationen des UBA-Luftmeßnetzes und von 480 Immissionsmeßstandorten der Bundesländer vor. Bei der Variogrammanalyse werden die Meßwertvarianzen zwischen den Meßstandorten zuvor gebildeter Distanzklassen daraufhin überprüft, ob die Varianz näher beisammenliegender Meßpunkte geringer ist als diejenige weiter voneinander entfernter. Innerhalb dieses Bereiches räumlicher Autokorrelation (range) ist eine räumlich gewichtete Interpolation beispielsweise mit dem Kriging-Verfahren geostatistisch sinnvoll (MATHERON 1971).

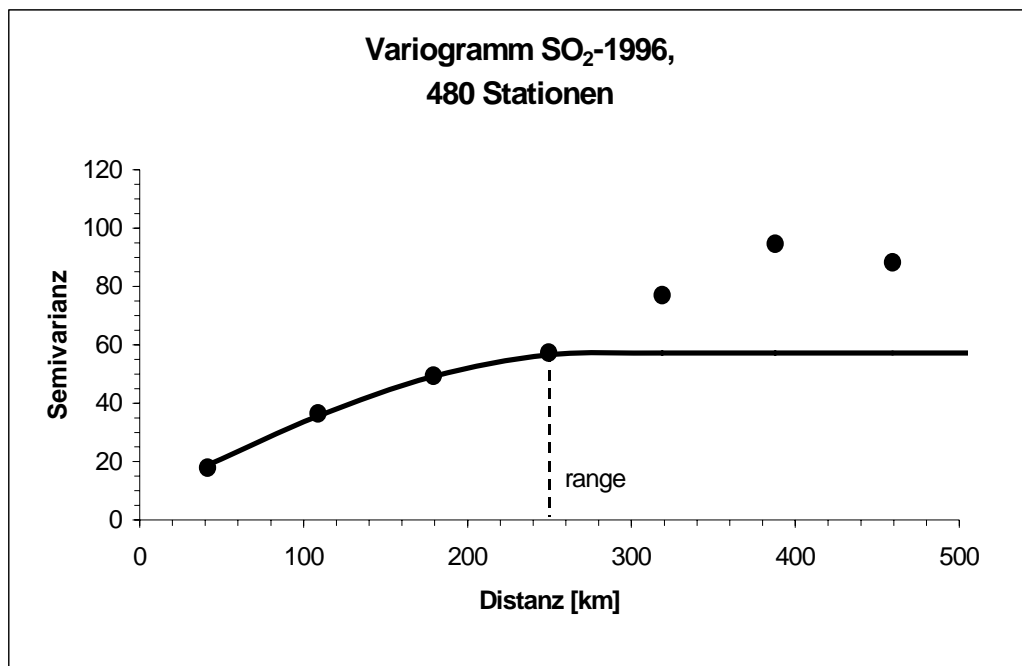


Abb. 7: Variogramm SO₂ (1996, 480 Ländermeßstationen).

Für die Daten aus dem UBA-Luftmeßnetz ist dieses geostatistische Interpolationskriterium nicht hinreichend erfüllt. Dichte und Konfiguration des Meßnetzes sind nicht geeignet, die räumliche Struktur der SO₂-Immissionen zuverlässig abzubilden. Hingegen zeigt das experimentelle Variogramm der Daten von den 480 Immissionsmeßstandorten der Bundesländer eine ausgeprägtere Autokorrelation bis mindestens 250 km, so daß eine sphärische Modellkurve angepaßt wird (Abb. 7). Für die flächenhafte Kriging-Interpolation der Meßwerte wird diese Reichweite benutzt. Das bedeutet, daß Meßpunkte außerhalb dieser Reichweite keinen Einfluß mehr auf die zu berechnenden Schätzwerte haben.

Unter Effizienzgesichtspunkten stellt sich die Frage, ob für eine zuverlässigere bundesweite Flächenschätzung der SO₂-Immissionen tatsächlich alle 480 Immissionsmeßstationen der Länder erforderlich sind. Um zu prüfen, ob auch eine deutlich geringere Meßdatendichte ausreichend ist, werden 150 Ländermeßstandorte anhand ihrer raumstrukturellen Repräsentanz für die standortökologischen Raumeinheiten Deutschlands ausgewählt. Die raumstrukturelle Repräsentanz wird mit dem Nachbarschaftsindex nach VETTER & MAAS (1994) berechnet. Die Meßdaten der 150 Meßstandorte mit dem höchsten Repräsentanzindex werden variogrammanalytisch ausgewertet. Das entsprechende Variogramm (Abb. 8) zeigt eine distanzabhängige räumliche Autokorrelation, die eine anschließende Kriging-Interpolation gestattet.

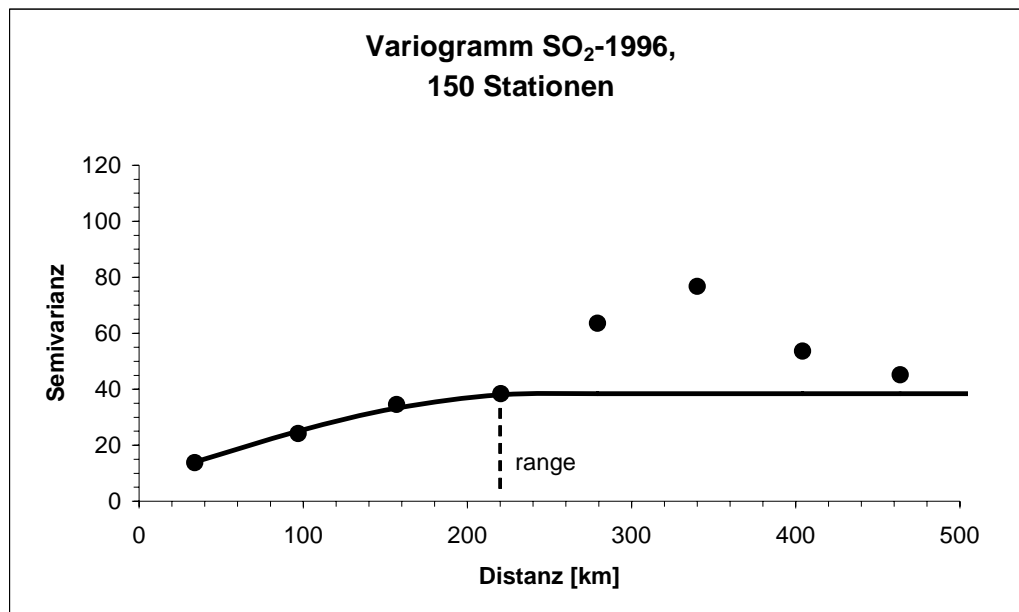


Abb. 8: Variogramm SO₂ (1996, 150 Ländermeßstationen).

Die SO₂-Immissionen betragen 1996 im Mittel rund 15 mg/l. SO₂-Konzentrationen über 30 mg/l finden sich im Oberen Erzgebirge nahe der tschechischen Grenze sowie im Ruhrgebiet. Die großräumigen SO₂-Immissionsstrukturen werden von dem 480 Stationen umfassenden Meßnetz ebenso wie von dem auf 150 Punkte reduzierten wiedergegeben, lediglich kleinräumige Differenzierungen gehen durch die Ausdünnung des Stationsnetzes verloren. Zur Beurteilung der Güte der Interpolationsergebnisse wurden Kreuzvalidierungen durchgeführt, indem die an den Stationen vorliegenden Meßdaten mit den für diese Koordinaten berechneten Kriging-Schätzwerten der entsprechenden Rasterzelle verglichen werden. Diese Auswertung zeigt, daß bei der Schätzung mit den Daten der 480 Stationen die Schätzwerte im Mittel um 1,7 mg/l vom tatsächlich gemessenen Immissionswert abweichen. Bei einer Ausdünnung auf 150 Standorte steigt diese Abweichung auf durchschnittlich 4 mg/l.

Literatur

- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J.H.; OHLSON, R.A. & STONE, C.J. (1984): Classification and Regression Trees. – Pacific Grove, California.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1999): Konzept Ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. – Bonn (Entwurf 1999, N II 2 – 71 020/9).
- BMU (2000): Umweltbeobachtung. Stand und Entwicklungsmöglichkeiten. – Bonn (25.02.2000).
- DINTER, W. (1986): Naturräumliche Grundlagen zur Regionalisierung der Roten Liste. – Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung 4: 29-36.

- DINTER, W. (1999): Naturräumliche Gliederung. - Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung 17: 29-36.
- ELLENBERG, H.; FRÄNZLE, O. & MÜLLER, P. (1978): Ökosystemforschung im Hinblick auf Umwelt- und Entwicklungsplanung. – Bonn (Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, FuE-Vorhaben 78-10104005, im Auftrag des Umweltbundesamtes).
- FRÄNZLE, O. (1998): Entwicklung und interdisziplinäre Stellung der Ökosystemforschung. – In: FRÄNZLE, O.; MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. – Landsberg (Ecomed), Kap. II, 3. Erg.Lfg.
- FRÄNZLE, O.; RUDOLPH, H.; DÖRRE U.; ZÖLITZ-MÖLLER, R. et al. (1992): Erarbeitung und Erprobung einer Konzeption für die ökologisch orientierte Planung auf der Grundlage der regionalisierenden Umweltbeobachtung am Beispiel Schleswig-Holsteins. – Berlin (UBA-Texte 20/92).
- HABER, W. (2001): Kulturlandschaft zwischen Bild und Wirklichkeit. – Forschungs- und Sitzungsberichte der Akademie für Raumforschung und Landesplanung 215: 6-29.
- HARTWICH, R.; BEHRENS, J.; ECKELMANN, W.; HAASE, G.; RICHTER, A.; ROESCHMANN, G. & SCHMIDT, R. (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. – Hannover (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe).
- MATHERON, G. (1971): The theory of regionalized variables and its application. – Fontainebleau.
- MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLERMINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.) (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands.Bd. 1-2. – Bad Godesberg (Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung).
- NEEF, E. (1967): Entwicklung und Stand der landschaftsökologischen Forschung in der DDR. – In: RICHTER, H. (Hrsg.): Probleme der landschaftsökologischen Erkundung und naturräumlichen Gliederung. – Wissenschaftliche Abhandlungen der Geographischen Gesellschaft der Deutschen Demokratischen Republik 5: 22-34.
- RENNERS M. (1992): Geoökologische Raumgliederung der Bundesrepublik Deutschland. – Forschungen zur deutschen Landeskunde 235, 121 S.
- RICHTER, H. (1967): Naturräumliche Ordnung. – In: RICHTER, H. (Hrsg.): Probleme der landschaftsökologischen Erkundung und naturräumlichen Gliederung. – Wissenschaftliche Abhandlungen der Geographischen Gesellschaft der Deutschen Demokratischen Republik 5: 129-160.
- SCHRÖDER, W. (1994): Regionalisierung in den Geowissenschaften. – In: SCHRÖDER, W.; VETTER, L. & FRÄNZLE, O. (Hrsg.): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. – Braunschweig, Wiesbaden (Vieweg), S. 17-30.
- SCHRÖDER, W.; FRÄNZLE, O.; DASCHKEIT, A.; BARTELS, F.; KASKE, A.; KERRINES, A.; SCHMIDT, G. & STECH, C. (1998): Organisation und Methodik des Bodenmonitoring. – Berlin (Texte des Umweltbundesamtes 21/98).
- SCHRÖDER, W. & SCHMIDT, G. (2000): Raumgliederung für die Ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. – Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 12 (4): 237-243.
- SCHRÖDER, W. & SCHMIDT, G. (2001): Defining ecoregions as framework for the assessment of ecological monitoring network in Germany by means of GIS and classification and regression trees (CART). – Gate to EHS 2001, S. 1-9
- STEINHARDT, U. & VOLK, M. (Hrsg.) (1999): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. – Stuttgart, Leipzig.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1991): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. – Stuttgart.

TROLL, C. (1966): Landschaftsökologie als geographisch-synoptische Naturbetrachtung. – Erdkundliches Wissen 11: 1-13.

VETTER, L. & MAASS, R. (1994): Nachbarschaftsanalytische Verfahren. – In: SCHRÖDER, W.; VETTER, L. & FRÄNZLE, O. (Hrsg.): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie.– Braunschweig, Wiesbaden, S. 103-107.

Adresse des Autors:

Prof. Dr. Winfried Schröder

Hochschule Vechta

Institut für Umweltwissenschaften

Postfach 1553

49364 Vechta

DEUTSCHLAND

E-Mail: w Schroeder@iuw.uni-vechta.de

Global Ecological Zoning for the FAO Global Forest Resources Assessment 2000

Entwicklung einer globalen ökologischen Zonierung für die weltweite Bewertung der Waldressourcen im Jahr 2000 seitens der FAO

HENK SIMONS

Abstract

A global ecological zoning (GEZ) map and database has been developed for the “Global Forest Resources Assessment 2000” (FRA 2000) conducted by the United Nations Food and Agriculture Organization. The underlying strategy for FRA’s ecological zoning closely reflects both the thematic and technical requirements of the map, and the many operational constraints for implementation. Characteristics and components of the FAO GEZ classification include the use of the Köppen-Trewartha system (1968), with some modifications, in combination with vegetation characteristics as a basis for the delineation of zones. A key event in the development of the map was the Cambridge expert consultation, July 1999, where the concepts and proposed classification system were discussed, amendments made and a final classification system adopted. The GEZ classification system has a hierarchic structure: at the broadest level 5 domains are distinguished, and at the second level 20 global Ecological Zones. The mapping work was carried out principally using regional or national “potential natural vegetation” maps to define boundaries of Ecological Zones at the global level. Regional experts and scientists provided support and advice. Although using a variety of map inputs inevitably provoked methodological problems such as edge matching across adjacent maps, a protocol for correcting such problems was successfully developed and implemented. In addition to the global EZ map regional descriptions were prepared on vegetation, climate and physiography of the Ecological Zones.

Zusammenfassung

Im Rahmen des von der FAO (United Nations Food and Agriculture Organization) durchgeführten Projektes „Global Forest Resources Assessment 2000“ (FRA 2000) wurde eine Weltkarte der ökologischen Zonen (GEZ) mit zugehöriger Datenbank entwickelt. Auf der Grundlage möglichst homogener ökologischer Raumeinheiten sollte weltweit über den heutigen Zustand und die Veränderung des Waldzustandes seit 1990, über Zahl und Umfang von Waldschutzgebieten, über Holzvorräte und Biomasse sowie über die Beeinträchtigung durch Waldbrände berichtet werden. Bei der angewandten Strategie waren sowohl die inhaltlichen und technischen Erfordernisse der Karte, als auch auf die operationalen Zwänge bei der Durchführung des Projektes zu berücksichtigen.

Die Klassifikation und Abgrenzung ökologischer Zonen beruht weitgehend auf dem Klimasystem von Köppen-Trewartha (1968) in Verbindung mit Vegetationsmerkmalen. Entscheidend für die Erarbeitung der Karte war das internationale Expertentreffen im Juli 1999 in Cambridge. Dort wurden das Konzept und das vorgeschlagene Gliederungssystem diskutiert, Verbesserungen vorgeschlagen und das endgültige Klassifikationssystem festgelegt. Die GEZ-Klassifikation hat eine hierarchische Struktur: Auf der obersten Hierarchiestufe werden 5 klimatisch-vegetationsgeographische Hauptzonen unterschieden (Tropical, Subtropical, Temperate, Boreal, Polar), auf der zweiten Ebene wurden

weltweit 20 ökologische Unterzonen und Regionen ausgewiesen, die durch Großklima und Klimax-Vegetation definiert sind.

Die Kartenbearbeitung wurde prinzipiell auf der Grundlage regionaler und nationaler Karten der „potentiellen natürlichen“ Vegetation durchgeführt. Regionale Experten und Wissenschaftler lieferten Beiträge und Anregungen. So diente die Übersichtskarte (1:10 Mio.) der natürlichen Vegetation Europas als Grundlage für die ökologische Gliederung Europas im Rahmen dieses Projekts. Da viele verschiedene Karten als Unterlagen verwendet wurden, waren methodische Probleme bei der Bereinigung von Unstimmigkeiten und Verwerfungen im Grenz- und Überlappungsbereich der einzelnen Karten unvermeidlich. Über die Lösung solcher Probleme wurden Protokolle angefertigt und in den Ergebnisbericht aufgenommen. Zusätzlich zur Weltkarte der ökologischen Zonen wurden genauere regionale Beschreibungen von Vegetation, Klima und Oberflächengestalt in den einzelnen Raumeinheiten angefertigt und zur Erhöhung des Informationsgehalts mit der Karte veröffentlicht.

1 Introduction

The United Nations Food and Agriculture Organization (FAO) regularly reports on the world's forest resources through the Forest Resources Assessment Program (FRA), which is now actively facilitating the execution of the Global Forest Resources Assessment 2000 (FRA 2000)¹. Along with the core information on the state and changes in forests, FRA 2000 will report on various ecological aspects of forests. In doing so, the assessment will provide new information on forests by ecological zones and contribute to understanding the implications of forest change on biological diversity, sustainable forest management, protection and carbon-cycling processes.

While the FRA 2000 EZ map is unique in its global character, a similar map was developed by FAO in 1990 for the ecological zoning of the tropics. The map was used to report on forest state and change statistics by ecological zone and for stratification in deforestation modelling and the remote sensing survey. The EZ work for FRA 2000 is seen as a logical continuation and expansion of the tropical ecological zoning done for the previous assessment. Because of the limited geographic coverage and increased resolution, FRA 1990 was able to delineate detailed *ecofloristic zones*², as well as at the more general *ecological zones* applicable at regional and global levels. To ensure compatibility of the 1990 EZ map with the 2000 global exercise, FAO in co-operation with the Laboratoire d'Ecologie Terrestre (LET) in France, has updated the tropical *ecological zones*, producing a fully compatible ecological zoning map for the tropics based on the 2000 criteria. At the same time, FAO and LET have also revised the more detailed *ecofloristic zones* for the tropics using new maps and information available since 1990.

¹ Experts in forest resources from member countries, international and national organisations, NGO's and individuals contributed to planning FRA 2000. During 1996, the international forestry community provided important recommendations to the planning of FRA 2000 through a number of meetings, culminating with the "Expert Consultation on Global Forest Resources Assessment 2000" held in Kotka, Finland, during June 1996. This meeting, referred to as *Kotka III*, considered the reporting of forest information by Ecological Zones as a high priority and advised FAO to develop the ecological zoning map required for the task. Following *Kotka III*, in 1997, the Fourth Session of the UN Intergovernmental Panel on Forests (IPF IV) expressed strong support for FRA 2000, the *Kotka III* recommendations and FAO's role as facilitator for the execution of FRA 2000. In March 1997, FAO's Committee on Forestry (COFO 1997) and FAO's member countries endorsed Forest Resources Assessment as one of FAO Forestry's highest priorities.

² The term *ecofloristic zone* utilised by the FRA 1990 map identifies the most detailed ecological units where floristic composition played a major role in their identification and delineation. In contrast, the term *Ecological Zone* denotes the more generalised units for the 1990 map correlating well with climate and physiography. As the global zoning is conducted at a more generalized level, the term *Ecological Zone* has been retained to describe the mapping units contained within the FRA 2000 global ecological map.

2 FAO Requirements

Many environmental problems are no longer national or regional in character and must be addressed in a global context. Aggregating information on forest resources by ecological zones organizes reporting according to the natural characteristics of the vegetation, rather than along national boundaries, which frequently cut across natural ecosystems. Through reporting by ecological zones, valuable insight is obtained regarding characteristics of forest resources, which may serve to identify and resolve issues of importance to many countries, entire regions or even the planet as a whole.

To achieve meaningful reporting, classes in a global ecological framework must identify and accurately group broad yet relatively homogenous natural formations of forest vegetation. The global classification cannot be overly detailed, which would likely confuse reporting by fragmenting major global ecosystems, and risk creating an incomprehensible number of classes. Conversely, an overly simplistic scheme could degrade the utility of the map by representing too few classes of forests, and aggregating too wide a variety of forests within the same zone.

While most countries have nationally appropriate means of compiling information according to ecologically meaningful units, the practical tools needed to aggregate and compile forest information by these units at the global level do not presently exist. This is due in part to the fact that, in the past few applications have required analysis and reporting by ecological zones at the global scale. However, global applications of ecological zoning are expected to gain prominence as a result of increases in information needs relating to climate change (Kyoto Protocol) and biodiversity conservation, as well as for FAO's global assessments.

According to the Kotka III meeting, FRA 2000 was asked to deliver specific information to the world community by ecological zones at the global level, including:

- Area of forest and other wooded lands (year 2000)
- Change in forest and other wooded lands (1990 – 2000)
- Number, area and status of protected areas
- Forest volume and biomass
- Forest fires

In order to fulfill the information requirements for FRA 2000, a spatial ecological zoning database, which is geographically registered and sufficiently reliable at the global scale, is needed. Such a database should also be the product of an international effort carried out under FAO's guidance, due to the need for broad acceptance of the approach by many countries.

3 Concept and classification

3.1 Approach and principles of the FAO Ecological Zoning

The underlying strategy for FAO-FRA ecological zoning reflects both the thematic and technical needs of the map as well as the many operational constraints that were expected in its development. In terms of ecosystem principles, the map requirements are such that zones or classes are defined and mapped using a holistic approach. That is, both biotic and abiotic components of ecosystems are considered in the zoning scheme. Beyond the thematic content and zoning, practical aspects of digital cartographic production, such as data availability, currency, scale and associated reliability of the map inputs were taken into account.

To identify specific alternatives and constraints in the development of a global EZ map appropriate for FRA 2000 purposes, FAO conducted two preliminary studies (ZHU 1997, PRETO 1998). Findings from these studies, experience in the development of the tropical EZ map for FRA 1990, and recommendations from other parties consulted in the process indicated that the development of an *entirely new* global ecological zoning map by FAO could not be completed by the year 2000, due to time constraints and the large amount of scientific, organisational and financial resources required. With this in mind, follow-up investigation focused on identifying an existing scheme that might be used or adapted to FAO's needs.

Due to the enormity of conducting the work on a global scale, the most appropriate classification scheme had to meet FAO's thematic requirements, be practical to construct with available resource and meet the scrutiny of a diverse group of users from all parts of the world. A survey of existing schemes revealed several possibilities. Each of the existing schemes were developed for specific purposes according to various environmental criteria, with macroclimate as an element being used by most (PRETO 1998, WCMC 1992). This is logical, as the macroclimate, that is temperature and precipitation, correlates well with the potential natural vegetation associated with a particular locale. In this respect, macroclimate was considered a logical basis for the FRA ecological zoning as well.

For the choice of climatic parameters to be used in the FRA 2000 map a number of global systems were surveyed including KÖPPEN (1936) modified by TREWARTHA (1968), THORNTHWAITTE (1933), and HOLDRIDGE (1947). Out of these possibilities, initial work indicated by Köppen-Trewartha was a good candidate for the FRA 2000 work due to the number of classes that corresponded well to FRA 2000 needs. Moreover, further study showed that while Köppen-Trewartha is based on climate there is a demonstrated good correspondence between its subzones or climatic types and the natural climax vegetation types and soils within them (BAILEY 1996)³. These factors were seen as major advantages in favour of using the Köppen-Trewartha system for the backbone of the FRA 2000 zoning.

One good precedent for using Köppen in global ecological zoning was carried out by Robert Bailey, who used the Köppen-Trewartha system in toto for development of his ecoregion scheme for North America and the rest of the world (BAILEY 1989, 1996, 1998). He noted that although ecological zones can be mapped by reference to a single feature (such as climate), they must always be checked to ensure that the boundaries have ecological significance. At the same time, a climatic map showing such key features as temperature and precipitation is not necessarily an ecological map until the boundaries are shown to correspond to significant biological boundaries. Likewise maps of landform types (derived from digital elevation data) are not necessary ecological maps until it has been shown that the types co-vary with other components of the ecosystem, such as vegetation (BAILEY, personal communication 1998).

To further the development of the work, FAO in cooperation with EDC and WCMC developed a prototype zoning scheme for FRA 2000 based on Köppen-Trewartha. The zoning was made hierarchical using Köppen-Trewartha's climatic groups and types as FAO Ecological Zone levels 1 and 2. A third level was also tested during the pilot project and represents the differentiation within the first two levels according to landform. Mountains with altitudinal zonation were distinguished from lowland plains (see Table 1).

³ This is largely because Köppen derived his climate classes from observations on the distribution of natural vegetation types on various continents (KÖPPEN 1931).

In practical terms, delineation of EZ level 2 adapting Köppen-Trewartha's climatic types was proposed as the working level for definition and mapping of global classes. This will be accomplished by using both macroclimatic data⁴ and existing climax or potential vegetation maps. Use of vegetation maps will assure a more precise delineation of the Ecological Zones⁵. Using generalized climate maps alone might result in a final product where the zones actually mapped could probably correspond poorly to boundaries of homogenous vegetation transitions.

3.2 Cambridge expert consultation

The proposed approach and classification scheme briefly outlined above was presented and discussed at an expert consultation in Cambridge from 28–30 July 1999, organized by WCMC (FAO 2000). The participants were mostly regional experts in ecological zoning and forest/vegetation mapping. Case studies on North America and South America were presented as well, illustrating the overall concept, methods, and utility of the map in an operational context. The workshop adopted, with some modifications, the proposed classification system based on Köppen-Trewartha climatic types in combination with potential natural vegetation as a sound basis for global ecological zoning. The workshop results indicated that the proposed system could be implemented in all regions, both in scientific and practical terms. Source input maps were identified for all regions, most of them available in digital format. It was noted that the Köppen-Trewartha system might not match well with potential natural vegetation in specific regions, for instance Australia. Some modifications to the proposed classification were made to better reflect the vegetation zonation (see Table 1), and they include:

- a) the separation of a mountain systems zone at level 2 in four broad climatic domains: tropical, subtropical, temperate, boreal (not applied in polar domain)
- b) the subdivision of the boreal zone into a more northerly (poleward) tundra woodland and a southerly coniferous forest zone (approximately corresponding with the Taiga in former USSR)
- c) the division of the tropical seasonally dry climate type (Aw) into two: one with a short dry season, roughly corresponding with moist deciduous forest, and one with a long dry season, corresponding with dry deciduous forests and woodlands.

⁴ Among the existing climate classification systems, the one by Köppen-Trewartha is found to be the least demanding on data, which is primarily based on precipitation and temperature – an important consideration from the production standpoint and may account for its wide use. As meteorological stations around the world routinely collect values for these attributes and the information is generally available in existing maps, this was seen as an additional advantage from the perspective of producing the map and database, which would require a relatively consistent global distribution of input data. Other global climate classification systems, for example THORNWAITE (1931) and HOLDRIDGE (1966), call for evapo-transpiration data, which is not uniformly available at the global level.

⁵ The FAO Ecological Zone maps developed during Forest Resources Assessment 1990 for the tropics used a similar approach. A hierarchic system was adopted, using climatic and physiographic factors for identifying the regional classes or Ecological Zones. These zones were defined by aggregation of more detailed ecofloristic zones (EFZ). The classification criteria for EFZ included physiognomy, phenology, floristics and vegetation dynamics (FAO 1989). The dominant or characteristic species of the natural flora were used as indicators. Boundaries of ecofloristic zones were delineated with the help of existing potential, mostly national, vegetation maps, and brought to a common classification and scale. Class boundaries were delineated using standardized vegetation maps of the tropical regions.

Table 1: FAO Global Ecological Zoning framework.

EZ Level 1 – Domain		EZ Level 2 – Global Ecological Zone	
Name	Criteria (Equivalent to KÖPPEN-TREWARTHA climatic groups)	Name (reflecting dominant zonal ^a vegetation)	Code
Tropical	All months without frost: in marine areas over 18°C	Tropical rain forest	TAr
		Tropical moist deciduous forest	TAwa
		Tropical dry forest	TAwb
		Tropical shrubland	TBSh
		Tropical desert	TBWh
		Tropical mountain systems	TM
Subtropical	Eight months or more over 10°C	Subtropical humid forest	SCf
		Subtropical dry forest	SCs
		Subtropical steppe	SBSH
		Subtropical desert	SBWh
		Subtropical mountain systems	SM
Temperate	Four to eight months over 10°C	Temperate oceanic forest	TeDo
		Temperate continental forest	TeDc
		Temperate steppe	TeBSk
		Temperate desert	TeBwk
		Temperate mountain systems	TM
Boreal	Up to 3 months over 10°C	Boreal coniferous forest	Ba
		Boreal tundra woodland	Bb
		Boreal mountain systems	BM
Polar	All months below 10°C	Polar	P
			Same as domain level

Notes:

^a Zonal vegetation: resulting from the variation in environmental, i.e. climatic, conditions in a north south direction.

^b A dry month is defined as the month in which the total of precipitation P expressed in millimeters is equal to or less than twice the mean temperature in degrees centigrade

3.3 FAO Global Ecological Zone classification system

FAO's global Ecological Zone classification (Table 1) relies on a combination of climate and (potential) natural vegetation. The following summarizes the classification criteria and principles of the system:

- The Köppen-Trewartha climatic groups and climatic types, with modifications adopted at the Cambridge workshop, are the first two levels of a hierarchical FAO global Ecological Zone classification system. At the broadest level, equivalent to Köppen-Trewartha's climatic groups, five domains are distinguished based on temperature: Tropical, Subtropical, Temperate, Boreal, Polar.
- At the second level, 20 classes or Ecological Zones are distinguished using precipitation as additional criterion. Within each domain a zone of mountain systems is distinguished at level 2. The Ecological Zones reflect broad zones of relatively homogeneous vegetation, such as tropical rainforest, tropical dry forest, boreal coniferous forest, etc. Typical azonal vegetation types, for instance mangroves, heath and swamps are not separately classified and mapped. Mountain systems usually contain a variety of vegetation types, and include forests, subalpine scrub, alpine grasslands and bare rock. The current global framework cannot address the high, mostly small-scale diversity of mountain habitats. The polar domain is not further subdivided, as it is treeless, and only very sparse shrub or grass vegetation occurs locally. Here the second level is equivalent to the first.
- The second level, of 20 classes, is the reference or working level for the global Ecological Zone mapping⁶. The names of the global Ecological Zones reflect the dominant zonal vegetation.

A main principle in delineating the global Ecological Zones involves aggregating or matching regional ecological or potential natural vegetation maps into the global framework. The following steps can be distinguished (the practical implementation is described in Part II):

1. Identification of Köppen-Trewartha climatic types and mountains occurring in a region, which will approximate the level 2 Ecological Zone class of the FAO scheme.
2. Establishment of correspondence between regional/national potential natural vegetation types and the global Ecological Zones.
3. Final definition and delineation of the global Ecological Zones, using the maps and source data consulted in steps 1 and 2⁷.
4. Edgematching between adjacent maps.
5. Validation.

4 Development of the map and results

4.1 Use of regional source maps and expertise

To ensure the best use of regional knowledge and information, existing regional/national maps on vegetation, biogeography, ecology and climate were used to generate the GEZ map. In some cases, such as the USA, the classification is based on the Köppen-Trewartha climate system and translation

⁶ A more detailed regional classification system similar to that carried out for FRA 1990 may be conducted for regions. Concept and principles for more detailed schemes that use elevation and other parameters had been discussed during the Cambridge Expert meeting, July 1999 (see FAO 2000).

⁷ For this part of the work, FAO has relied heavily on the advice of regional experts specialized in ecological zoning and mapping.

to the FAO GEZ is straightforward. In other cases, a more thorough study of mapping criteria, including physiognomy, phenology, floristics and dynamics of vegetation types, was needed to establish the correspondence. An additional benefit of using the existing country/regional maps is that they could form the basis or provide supporting information for more detailed regional ecological zoning beyond FRA 2000.

The country/regional vegetation maps also helped in harmonisation of Ecological Zone boundaries across countries or regions. The experts attending the Cambridge expert consultation contributed in a major way to define Ecological Zones of their respective regions as well as in edge matching between adjoining geographic regions.

The following steps were applied to define and map the FAO global Ecological Zones region by region. They are divided in conceptual, thematic issues and technical production steps.

4.2 Conceptual and thematic issues

Collection and study of relevant maps and information: suitable regional/national maps of climate, potential natural vegetation or ecoregions were searched and studied. The ideal maps show distribution and zonation of (potential) natural vegetation, and have supporting documentation with details on classification system and criteria. Other important (map) attributes are floristic and phytogeographic information, climate and landform or physiography. Depending on regions, the scale of maps was usually smaller than 1 million, and both paper and digital versions of the maps were obtained. A first step in the selection of source maps was to identify and delineate the Köppen-Trewartha climate types occurring in the country or region which are the approximate boundaries of FAO GEZ Level 2. This was followed by an in-depth study of the ecological criteria used – and/or vegetation maps, focusing on classification principles –, to select the input maps for generating the global EZ map. Consultation with regional experts, i.e. authors of maps and publications, was vital in this process. A reference list was made of all source data used (see Annex Table 4).

Matching or aggregating national/regional classes into the FAO GEZ: Based on the in-depth study the relation between national/regional source classes, vegetation types, ecoregions etc., and the Level 2 global Ecological Zones was established. This usually involved aggregation of a number of regional classes into one GEZ. Then an “equivalence“ or look-up table (LUT) for the region was produced, showing the correspondence between the regional classes and the global Ecological Zones Level 1 and 2 (see Table 2), together with documentation and explanation of the matching for review and evaluation purposes. This includes the description and definition of the regional vegetation types or ecosystems.

4.3 Map production and technical Issues

Both the existing FRA1990 ecofloristic zone maps and several existing regional maps have been produced using ESRI Arc/Info GIS software system. Thus, it was convenient for the rest of the work to be conducted on Arc/Info, or at least Arc/Info importable. After study of the digital map in the Arc/Info coverage environment and making sure the digital version has appropriate attributes for the polygons, the coverage was edited and attributes for each FAO GEZ levels (1 and 2) were added. Regarding polygon edge-matching problems along country and regional boundaries, two related causes occurred. One was due to mismatch of polygon definition translations between polygons of both sides, as stated earlier. This problem was generally easy to solve by going back to the original maps and making sure the translation being correct.

Table 2: LUT for Europe, showing the correspondence between the global Ecological Zones Level 1 and 2, and the regional (European) classes.

FAO system		Corresponding European source classes: Zonal and azonal vegetation formations and their subgroups
Domain	GEZ	
Subtropical	SCf	Hygro-thermophilous mixed deciduous broadleaved forests (H) Swamp and fen forests (alder, birch) (T) Caucasian mixed hornbeam-oak forests (F7)
	SCs	Mediterranean sclerophyllous forests and scrub (all types: J1 – J8) Mediterranean mixed deciduous broadleaved forests (G3, G2, G4) Mediterranean pine forests (K2 , K1, K4) Azonal vegetation (U1, P1, P2)
	SM	Mediterranean mixed deciduous broadleaved forests (G4, G3, G2) Montane beech and mixed beech forests (F5b) Xerophytic coniferous forests and scrub (K4, K3 , K1) Subalpine and oro-Mediterranean vegetation (C3) Supra-Mediterranean holm oak forests (J1b) Oroxerophytic vegetation (N)
Temperate	TeDo	Mesophytic deciduous broadleaved and mixed broadleaved-coniferous forests (F5a, F1a, F2 , F3) Sub-Mediterranean broadleaved, oak dominated forests (G3) Hemiboreal coniferous forests with broadleaved trees (D8a, D12a) Azonal vegetation (U1, U2 , S1, T, P1)
	TeDc	Mesophytic deciduous broadleaved and mixed broadleaved-coniferous forests (F3, F4a , F1a, F5a, F7) Hemiboreal coniferous forests with broadleaved trees (D8a, D12a, D11a) Forest steppes (L1a , L2 , L1b) Broadleaved, oak dominated forests (G2, G1 , G3) Steppes (M2b) Azonal vegetation (U1, T, S3, S1, P2, P1, R)
	TeBSk	Steppes (M2a , M1a , M3 , M4) Azonal vegetation (U1, R, P2, P1) Pine forests, partly with broad-leaved trees (D12a)
	TeBWk	Deserts (O1 , O2) Azonal vegetation (U1, P2, R, P1) Oroxerophytic vegetation (N)
	TeM	Mesophytic deciduous broadleaved and mixed broadleaved-coniferous forests (F5b , F6 , F4b , F1b) Montane coniferous forests, partly with broadleaved trees (D9 , D8b , D11b, D12b) Subalpine vegetation (C3) Alpine and nival vegetation (B5 , A2) Montane steppes (M2b, M1b) Nemoral, sub-and oro-Mediterranean pine forests (K1) Oroxerophytic vegetation (N)
Boreal	Ba	Boreal coniferous forests (D1– D6 , D10 , D11a, D11b, D8a) Azonal vegetation, mostly mires (S1, S3, U1) Southern arctic and shrub tundras – Iceland (B3) Western boreal birch forests, partly with pine (C2)
	Bb	Eastern boreal woodlands (C1) Southern arctic and shrub tundras (B3) Azonal vegetation: mires (S2, S3)
	BM	Western boreal and montane birch forests, with pine (C2) Alpine vegetation (B5, B4) Montane (Ural) coniferous forests (D7 , D5, D4) Subnival-nival vegetation of high mountains (A2) Atlantic dwarf shrub heaths (E) Azonal vegetation: ombrotrophic mires (S1)
Polar	P	Arctic tundras (B3, B1 , B2 , B4) Arctic-subarctic ombro-minerotrophic mires (S2) Arctic polar deserts (A1)

Source: General Map of the Natural Vegetation of Europe (1:10 million) in BOHN et al. (2000).

Table 3: Global Ecological Zones of Europe.

Global Ecological Zone	Surface area		
	Km ²	% of total land area Europe	% of GEZ world total
Subtropical dry forest	816 400	8.1	51.3
Subtropical steppe	5 008	0.0	0.1
Subtropical desert	0	0	0
Subtropical mountain systems	149 240	1.5	3.1
Temperate oceanic forest	1 287 121	12.8	71.3
Temperate continental forest	2 906 694	29.0	41.9
Temperate steppe	955 497	9.5	16.2
Temperate desert	150 343	1.5	2.8
Temperate mountain systems	605 384	6.0	8.4
Boreal coniferous forest	2 195 688	21.9	25.9
Boreal tundra woodland	87 788	0.9	2.2
Boreal mountain systems	457 623	4.6	7.3
Polar	422 632	4.2	7.8
Total land area	10 039 418	100	

The other cause is due to offset of lines of the polygons on both sides, even though they may have the same labels. For this problem, we edited manually the coverage and change locations of the lines. This sometimes required more ancillary data and maps such as: composite of NOAA AVHRR spectral bands, classified continental-scale land cover (such as the USGS global land cover database), and digital elevation model (DEM) data.

4.4 Mapping of the Europe GEZ map

All regional source maps that were used to compile the global GEZ map are presented in the Annex. The process of map development is illustrated with the part for Europe. The GEZ mapping of Europe was done in cooperation with Udo Bohn of the Federal Agency for Nature Conservation of Germany. The source map to compile the GEZ for Europe is the General Map of the Natural Vegetation of Europe (BOHN & KATENINA 2000). The map shows the distribution of dominant (potential) natural plant communities corresponding to the actual climate and edaphic conditions. Further, it shows the regular natural distribution of the vegetation in correlation with longitude, latitude and altitude as well as the distribution and structure of the most important azonal vegetation types. The classification is organized in a hierarchic structure. At the highest level, 19 vegetation formations and formation complexes are distinguished, based on physiognomic-ecological features of the natural plant cover. They are designated by capital letters A to U. 14 of these main units (A-O) represent the predominant zonal formations characterized by the prevailing life forms. They correspond to the main macroclimatic zones and belts in a sequence following the gradient from a cold and wet (north-northwest, high altitude) to a warm and dry (south-southeast) climate. The azonal formations P-U are partly characterized by heterogeneous physiognomy dependent on varied site conditions, especially coastal, mire and flood plain units. At the next level, each formation is subdivided into subgroups according to its most important features such as prevailing life forms, dominant species and species groups. For instance, within the mesophytic deciduous broadleaved and mixed coniferous-broadleaved

forests (F), 7 subgroups (F1- F7) have been distinguished which are characterized by the dominance of different tree species. They reflect different edaphic, climatic and phytogeographical conditions. The third level represents the basic mapping units, and comprises altogether some 700 units.

The correspondence between the European Natural Vegetation Map and the FAO GEZ is presented in Table 2. The vegetation types in bold occur only in that particular GEZ (one to one), and as can be seen, quite a number of source classes correspond to more than one GEZ. The source classes are approximately sorted by area extension. The following comments serve to further clarify the correspondence:

- a) The whole Mediterranean region, in the European system classified as an entity separate from the subtropics, is part of the subtropical domain in the FAO GEZ. The zonal formation “Mediterranean sclerophyllous forests and scrub (J)”, characterizes the GEZ subtropical dry forests (SCs). In addition some sub-Mediterranean vegetation types (G) and Xerophytic coniferous forests (K) are part of the zone.
- b) The temperate domain is largely dominated by the “Mesophytic deciduous broadleaved and mixed broadleaved-coniferous forests (F)”, and the boundary between the oceanic zone (TeDo) and the continental zone (TeDc) roughly coincides with the boundary between F5a, forests dominated by beech, and F3 to the east. The latter are mixed oak-hornbeam forests, and presence of hornbeam replacing beech indicates a more continental climate. Besides F3, types D8, D11, D12 “mixed forests dominated by conifers” is a major vegetation of TeDc and its northern limit forms the boundary with the Boreal coniferous forests (Ba).
- c) The forest-steppe formation (L), a transition zone between continental broadleaved forests and steppes, has been classified as GEZ Temperate continental forest (TeDc). According to regional experts (Udo Bohn, Anatoly Shvidenko), the formation has more affinity with forest than with steppe.
- d) A number of vegetation types correspond with a lowland GEZ, and as well with a mountain GEZ. The latter is usually located in a domain at lower latitude (for example type G3 corresponds both with TeDo and SM). These general regularities were helpful in delineation of mountain systems. The altitudinal threshold is on average around 800 m.

4.5 Compilation of the global GEZ map

After producing the regional GEZ maps (e.g. Figure 1) the global GEZ map was composed out of all the regional tiles. The process involved first the thematic aspect of edge-matching. This was particularly an issue for the vast area of Europe and Asia, where a number of different tiles had to be brought together with large bordering areas. The delineation of GEZ between the European part and the Siberian part of the former USSR matched well, only little adjustments were needed. The same applies to the GEZ boundaries between Europe and the Middle East. Most attention needed the matching of the tiles Tropical Asia, China and the former USSR, complicated by the presence of extensive mountain systems on the border areas. In addition, there is considerable difference in detail of GEZ delineation between Tropical Asia and China. After solving the edge problems the GEZ regional tiles were transformed to a global base map: ESRI's Digital Chart of the World (DCW), edition 1 December 1994. The base scale of the DCW is 1: 1 million. The end result, the GEZ map of the world, is presented in this paper (Figure 2).



GLOBAL ECOLOGICAL ZONES

Europe

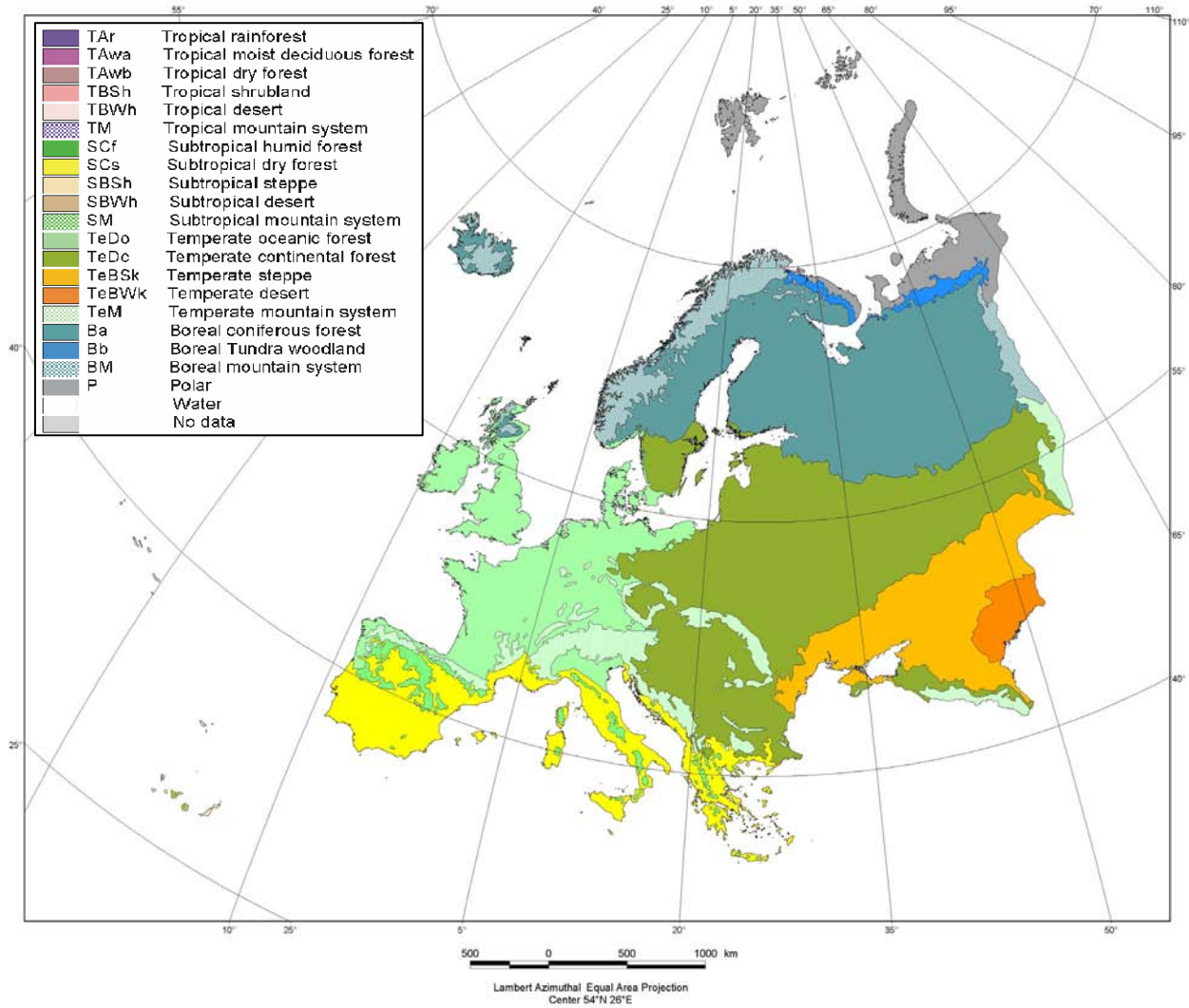


Figure 1: Ecological Zones of Europe (Source: BOHN et al. 2000; GIS: H. Weber, BfN).

GLOBAL ECOLOGICAL ZONES

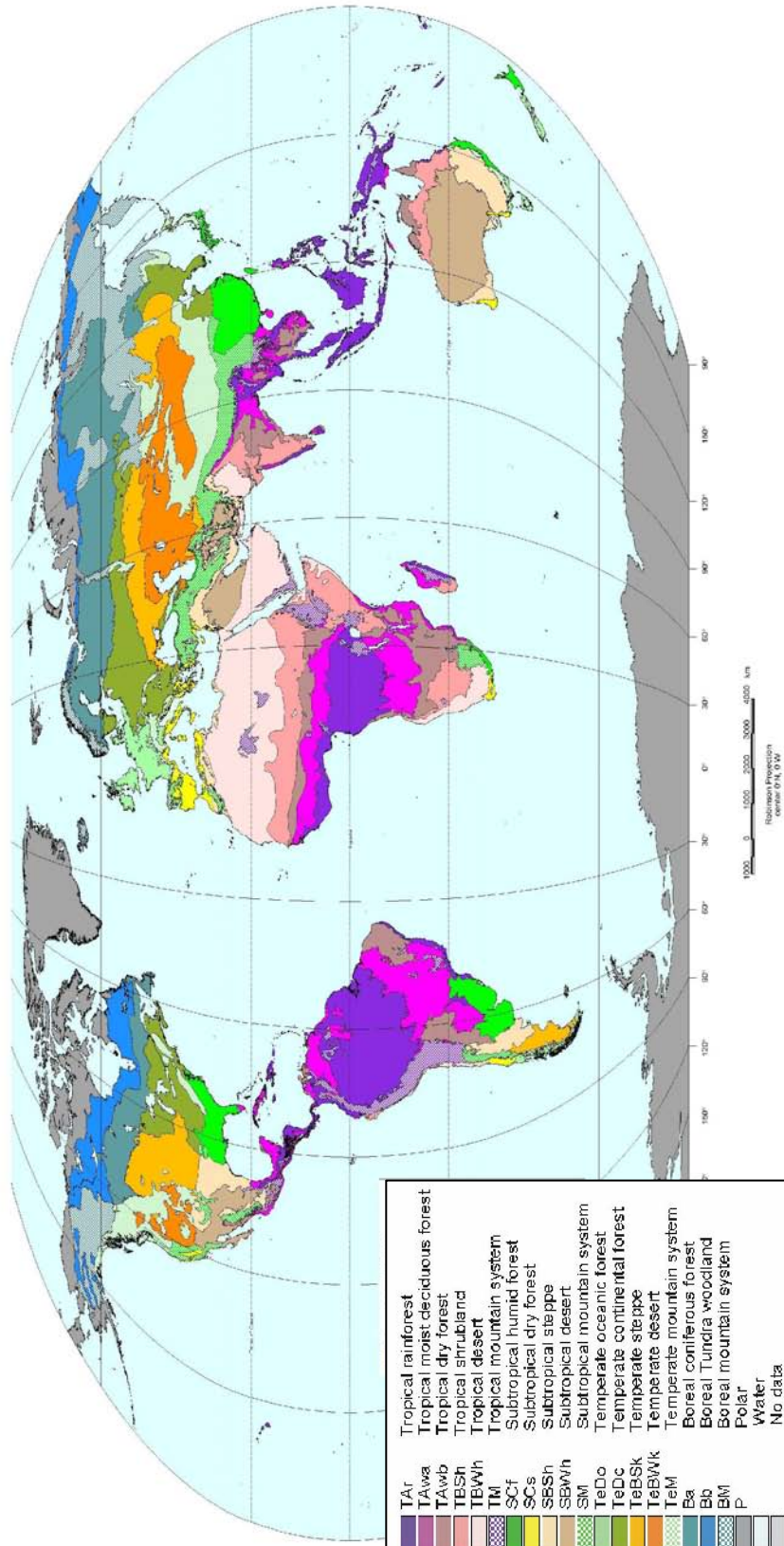


Figure 2: Map of Global Ecological Zones (Source FAO 2001).

References

- BAILEY, R.G. (1989): Explanatory supplement to Ecoregions of the Continents. – Environmental Conservation 16 (4): 307-309.
- BAILEY, R.G. (1996): Ecosystem Geography. – New York (Springer) 216 p.
- BAILEY, R.G. (1998): Ecoregion Map of North America. – USDA FS Publication No 1548, Washington DC USA.
- BOHN, U. & KATENINA, G.D. [Bearb./Compiler] (2000): General Map of the Natural Vegetation of Europe. Scale 1 : 10 million. – Bonn (Editor: Federal Agency for Nature Conservation).
- FAO (1989): Classification and Mapping of Vegetation Types in Tropical Asia. – Rome.
- FAO [Ed.] (2001): Global Forest Resources Assessment 2000 – Main Report [= FAO Forestry Paper 140]. – Rome (FAO) 481 p.
- FAO (FORESTRY DEPARTMENT) [Ed.] (2000): FRA 2000. Global Ecological Zones Mapping. Workshop Report Cambridge, 28–30 July 1999. [Forest Resources Assessment (FRA) Programme, Working Paper 26]. – Rome, p. 2-53.
- HOLDRIDGE, L.R. (1947): Determination of world plant formations from simple climatic data. Science, 105: 367-368.
- KÖPPEN, W. (1936): Grundriss der Klimakunde. 2. Aufl. – Berlin (Walter de Gruyter) 388 p.
- PRETO, G. (1998): A Proposal for the Preparation of the Global Eco-floristic Map for FRA 2000, FAO. – Rome (unpublished).
- THORNTON, C.W. (1933): The Climates of Earth. – Geographic Review 23: 433-440.
- TREWARTH, G.T. (1968): An introduction to climate, Fourth Edition. – New York (Mc Graw-Hill).
- WCMC (1992): Global Biodiversity: Status of the Earth's living resources. – London (Chapman & Hall) 594 p.
- ZHU, Z. (1997): Develop a new Global Ecological Zone Map for GFRA2000, FAO. – Rome (unpublished).

Author's address:

Henk Simons
Frederikastraat 29
3572 CR Utrecht
NETHERLANDS
E-mail: hwsimons@wxs.nl

Annex Table 4: Source maps used for the delineation of FAO Global Ecological Zones.

Region	Name of map	Scale	Projection	Thematic information/ classification criteria
Canada and Mexico	Ecological regions of North America (CEC 1997)	1: 10 million	Lambert Azimuthal Equal Area	Holistic classification system based on climate, soils, landform, vegetation and also land use. Hierarchic system: 15 Level I ecological regions and 52 Level II regions.
USA	Ecoregions of the USA (BAILEY 1994)	1: 7.5 million	Lambert Azimuthal Equal Area	Classification based on Köppen climate system: broad domains equivalent to climate groups, subdivided into divisions approximately equivalent to climate types.
Central America	National Holdridge Life zone maps, transformed to a regional base map	Various scales Base map at 1: 1.5 million		Holdridge Life Zones are defined using the parameters (bio)temperature, rainfall and evapotranspiration.
South America, Africa, Tropical Asia	Ecofloristic zones maps (LET 2000)	1: 5 million	Lat-Long	28 groups of ecofloristic zones are defined, based on climate, vegetation physiognomy and physiography, i.e. altitude. The EFZ identifies the most detailed ecological units, based on the additional criteria of flora and geographic location.
Middle East	Vegetation map of the Mediterranean zone (UNESCO – FAO 1969)	1: 5 million		Distribution of potential vegetation formations in relation to climate. The various formations are distinguished mainly on basis of physiognomy.
Europe	General Map of the Natural Vegetation of Europe. (BOHN et al. 2000)	1: 10 million	Equidistant_Conic	Distribution of potential natural plant communities corresponding to the actual climate and edaphic conditions. At broadest level 19 vegetation formations defined, of which 14 are zonal and 5 azonal formations.
Former Soviet Union	Vegetation map of the USSR (ISACHENKO et al. 1990)	1: 4 million	Lambert Azimuthal Equal Area	Distribution of broad vegetation formations related to climate, altitude, and also current land use. 133 vegetation classes are aggregated into 13 categories of vegetation
China	Geographic Distribution of China's Main Forests (ZHENG DE ZHU 1992)			Main aim to identify and map China's forest vegetation. A hierarchic classification is used based on climate and distribution of forest types and tree species. 27 Forest Divisions are mapped.
Australia	Interim Biogeographic Regionalisation for Australia (THACKWAY et al. 1995)	1: 15 million	Albers Equal Area	Major attributes to define biogeographic regions are: climate, lithology/geology, landform, vegetation, flora and fauna, and land use. A total of 80 IBRA regions have been mapped.
Caribbean, Mongolia, Korea, Japan, New Zealand, Pacific Isl.	Terrestrial Ecoregions of the World (WWF 2000)		Lat-Long	Ecoregions are defined by shared ecological features, climate, and plant and animal communities. Main use is for biodiversity conservation.

The Natural Vegetation Map of Europe: A Regional Source for WWF's Terrestrial Ecoregions of the World

Die Karte der natürlichen Vegetation Europas als regionale Grundlage für die WWF-Karte der terrestrischen Ökoregionen der Welt

JOHN MORRISON & DAVID M. OLSON

Abstract

World Wildlife Fund's Terrestrial Ecoregions of the World is a global classification framework that builds on existing biogeographic systems and knowledge at a biogeographic resolution sufficiently detailed for regional planning purposes. Ecoregions reflect the distributions of a broad range of fauna and flora across the entire planet, ranging from the vast boreal regions and deserts to tiny Pacific islands. Ecoregions representing distinct biotas are nested within a hierarchical framework of biomes and biogeographic realms that provide a framework for comparisons among units as well as the identification of representative habitats and species assemblages. The ecoregion map has been developed through extensive collaboration with thousands of regional biogeographers, taxonomists, conservation biologists and ecologists from around the world. The western Palearctic ecoregions (except northern Africa) were developed in concert with the Digital Map of European Ecological Regions (DMEER) project, relying heavily on the Map of the Natural Vegetation of Europe as a basis. In Europe, ecoregional initiatives have begun in the Mediterranean ecoregions, the Scandinavian forest ecoregions, the Alps, and the Carpathians. These efforts involve a number of other programs besides WWF, including Natura 2000 and the Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE).

Zusammenfassung

Das WWF-Projekt „Terrestrische Ökoregionen der Welt“ lieferte als Ergebnis eine digitalisierte Karte einer globalen ökologischen Raumgliederung auf der Grundlage vorhandener biogeographischer Systeme und Kenntnisse. Sie weist eine für regionale Planungen ausreichende biogeographische Differenzierung auf. Die ausgewiesenen Ökoregionen geben die weltweite Verbreitung größerer Gruppen von Faunen- und Florenelementen wieder, und reichen von den ausgedehnten borealen Regionen und Wüsten bis hin zu winzigen Inseln im Pazifik. Die Ökoregionen repräsentieren Gebiete mit einer bestimmten Flora und Fauna. Sie sind definiert als relativ große Raumeinheiten, die ein bestimmtes Spektrum an natürlichen Lebensgemeinschaften und Arten enthalten, und deren Grenzen sich nach der ursprünglichen Verbreitung der vorherrschenden Lebensgemeinschaften (vor gravierenden Veränderungen durch den Menschen) richten.

Die Ökoregionen sind eingefügt in ein hierarchisches System von Biomen und biogeographischen Reichen. Sie bilden die Grundlage für Vergleiche zwischen verschiedenen Raumeinheiten und für die Ermittlung und Ausweisung repräsentativer Habitats und Artenverbindungen.

Die Karte der Ökoregionen wurde auf der Grundlage intensiver, weltweiter Zusammenarbeit mit tausenden regionaler Biogeographen, Taxonomen, Naturschützer und Ökologen erarbeitet. Die westlichen paläarktischen Ökoregionen – außerhalb von Nord-Afrika – wurden in Verbindung mit dem

DMEER-Projekt (Digitale Karte der ökologischen Regionen Europas) des Europäischen Topic Centers für Naturschutz auf der Basis der Karte der natürlichen Vegetation Europas ermittelt und abgegrenzt. In Europa hat die Ausweisung von Ökoregionen im Mediterrangebiet, in den Waldgebieten Skandinaviens, in den Alpen und Karpaten begonnen. Diese Vorhaben umfassen zahlreiche weitere Projekte, neben dem des WWF u.a. Natura 2000 und die Europäische Initiative für Großkarnivore (LCIE). Im Ergebnis des WWF-Projektes wurde die Landfläche der Erde in 8 Biogeographische Reiche, 14 Biome und 825 Ökoregionen untergliedert und in einer Welt-Übersichtskarte dargestellt. Im Beitrag wird ferner auf Anwendungsbeispiele und –möglichkeiten im globalen und regionalen Rahmen hingewiesen. Die Ergebnisse sind auch im Internet zugänglich und abrufbar.

1 Introduction

The Map of the Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000) was a primary source used in developing both the western Palearctic portion of World Wildlife Fund's (WWF) terrestrial ecoregions of the world (OLSON et al. 2001) and the Digital Map of European Ecological Regions (see contribution of Painho & Augusto in this volume).(DMEER). Accurate and detailed maps of vegetation are critical tools for many aspects of biodiversity conservation. Here we summarize how such a map has been used to guide the delineation of larger biogeographic units intended to be used for regional priority-setting and as a framework for developing detailed conservation strategies for different areas.

The conservation community has been hampered by the lack of a global map of the world's biodiversity of sufficient resolution for effective regional and global planning. The Conservation Science Program of the WWF has endeavored to develop a detailed map of the terrestrial ecoregions of the world that is better suited to identify areas of outstanding and representative biodiversity (NOSS 1992), as well as to provide a system of biologically logical units to be used as a framework for developing networks of protected areas around the world. Ecoregions are defined as relatively large units of land containing a distinct assemblage of natural communities and species, with boundaries that approximate the original extent of natural communities prior to major land-use change (OLSON et al. 2001).

This global map of terrestrial ecoregions features comprehensive (global) coverage, a classification framework that builds on existing biogeographic systems and knowledge, and a level of biogeographic resolution sufficiently detailed for regional planning purposes. Ecoregions reflect the distributions of a broad range of fauna and flora across the entire planet, ranging from the vast boreal regions and deserts to tiny Pacific islands. Ecoregions representing distinct biotas (*sensu* DASMANN 1973, 1974; UDVARDY 1975) are nested within a hierarchical framework of biomes and biogeographic realms that provide a framework for comparisons among units as well as the identification of representative habitats and species assemblages. The terrestrial world has been subdivided into 14 biomes and 8 biogeographic realms (Figure 1). Nested within these biomes and realms are 825 ecoregions (Figure 2) (OLSON et al.2001).

While the system of terrestrial ecoregions is primarily intended for conservation action, it is built on the foundations of classical biogeography. The ecoregion map has been developed through extensive collaboration with thousands of regional biogeographers, taxonomists, conservation biologists, and ecologists from around the world. Although the map is primarily intended to distinguish distinct biotas, based on the distribution of species and communities, it also attempts to reflect patterns of higher taxonomic endemism and important patterns of ecological and evolutionary phenomena.

The framework for the ecoregion map is based on the biogeographic realms of PIELOU (1979) and UDWARDY (1975) and the modified biome systems of DINERSTEIN et al. (1995) and RICKETTS et al. (1999) (Figure 1). All of these sources were used to delineate the extent of realms and biomes. These include global maps of floristic or zoogeographic provinces (e.g., RÜBEL 1930; GLEASON & CRONQUIST 1964; GOOD 1964), global and regional maps of units based on the distribution of selected groups of plants and animals (e.g., HAGMEIER 1966), the world's biotic province maps of DASMANN (1973, 1974) and UDWARDY (1975), and global maps of broad vegetation types (e.g., UNESCO 1969; DE LAUBENFELS 1975; SCHMITHÜSEN 1976). We then identified published regional classification systems to be used as a baseline for ecoregion boundaries.

Ecoregions were based on widely recognized regional biogeographic systems in order to benefit from the detailed analyses and long tradition of existing biogeographic work. For this reason, ecoregions based on existing biogeographic maps are more finely resolved and better match actual patterns than units modeled from different combinations of global-scale biophysical parameters. Having the ecoregions closely match existing biogeographic systems should also help make the terrestrial ecoregion map a more acceptable and useful tool for conservation planning in different regions. The result of this approach is a globally comprehensive set of bioregional approximations that have been stitched together. In some cases, one source became the basis for relatively large areas of the world, including WHITE's (1983) phytogeographic regions for the Afrotropics, THACKWAY & CRESSWELL's (1995) biogeographic regionalization for Australia, ZOHARY (1973) for Southwest Asia, MIYAWAKI (1975) for Japan, and MACKINNON's (1997) units (built upon DASMANN's and UDWARDY's biotic provinces) for the Indo-Malayan ecoregions. In other cases, a combination of systems was required. The Nearctic was built from the works of OMERNIK (1995), GALLANT et al. (1995), WIKEN et al. (1989), and RZEDOWSKI (1978). The Neotropics were particularly complicated, and were developed from the IBGE (1993) habitat classifications for Brazil, the vegetation maps of HUBER et al. (1988, 1995) for Venezuela and Guyana, and HOLDRIDGE's life zones (1967, 1977) for Central America. The ecoregions of Russia are adapted from KURNAEV (1990) and ISACHENKO et al. (1988), while the Chinese ecoregions were developed from the work of the CHINESE VEGETATION MAP COMPILATION COMMITTEE (1979) and the CHANGCHUN INSTITUTE OF GEOGRAPHY AND CHINESE ACADEMY OF SCIENCES (1990). A key to the terrestrial ecoregions of the world map (Figure 2), the sources for ecoregions, technical descriptions, and digital data, are available on the web site: www.wwfus.org/science/ecoregions/ (OLSON et al. 2001). For every region, workshops, consultations, and review by experts, as well as testing with newly available global data sets for the distribution of some taxa, were very important in determining the final location, extent, and boundaries of ecoregions.

2 Delineating ecoregional boundaries worldwide

Most existing biogeographic systems required some degree of aggregation, subdivision, or boundary modification so that, 1) there was a similar level of biogeographic resolution between units globally, 2) recognized biogeographic divisions were adequately reflected in each system, and 3) units and boundaries match across adjacent systems. If widely accepted biogeographic maps were unavailable for a particular region, we relied on landforms and vegetation to make calls on biotic divisions. Montane and lowland habitats support distinct biotic communities and dynamics, and these were separated where they occurred over extensive areas. Vegetation type was considered an important indicator for plants and invertebrate communities.

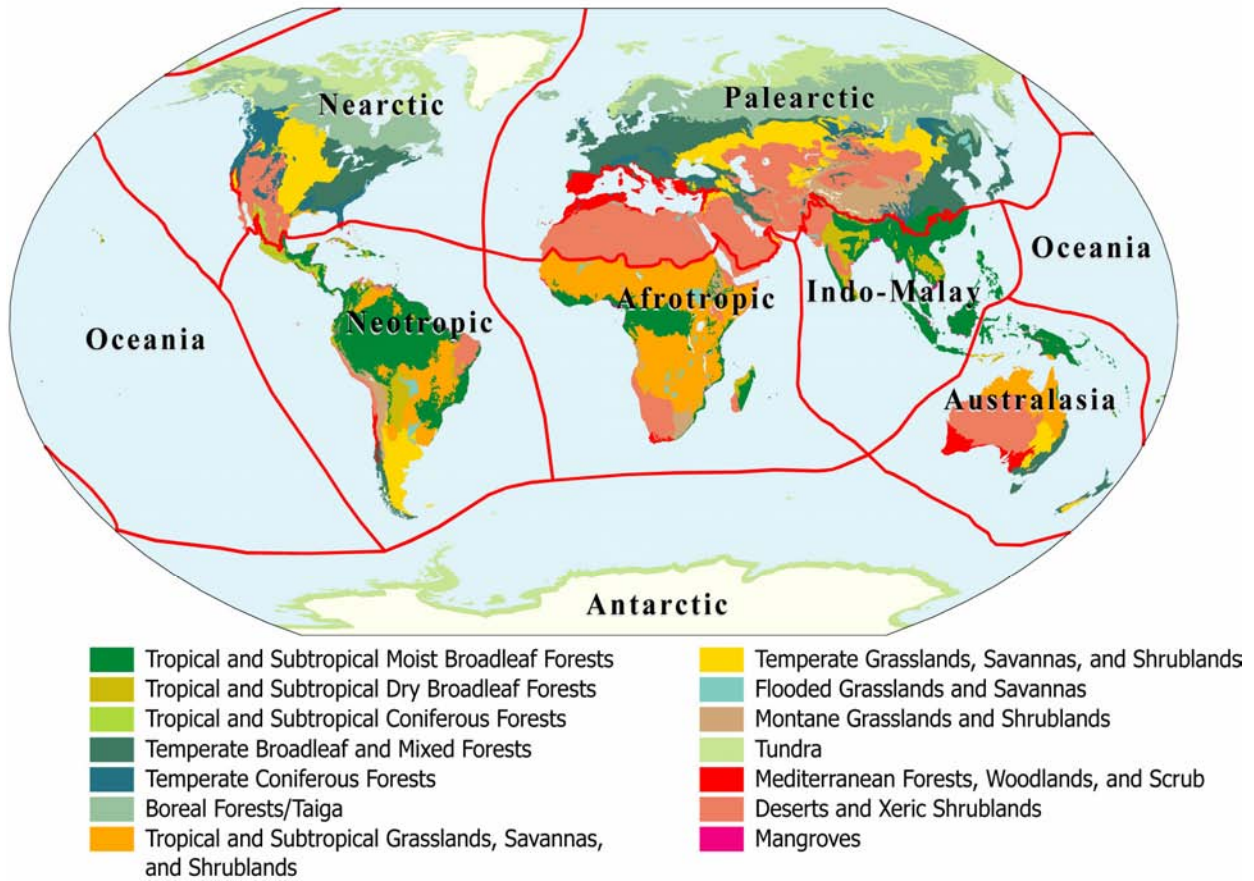


Figure 1: The ecoregions are categorized within 14 biomes and eight biogeographic realms to facilitate representation analyses.

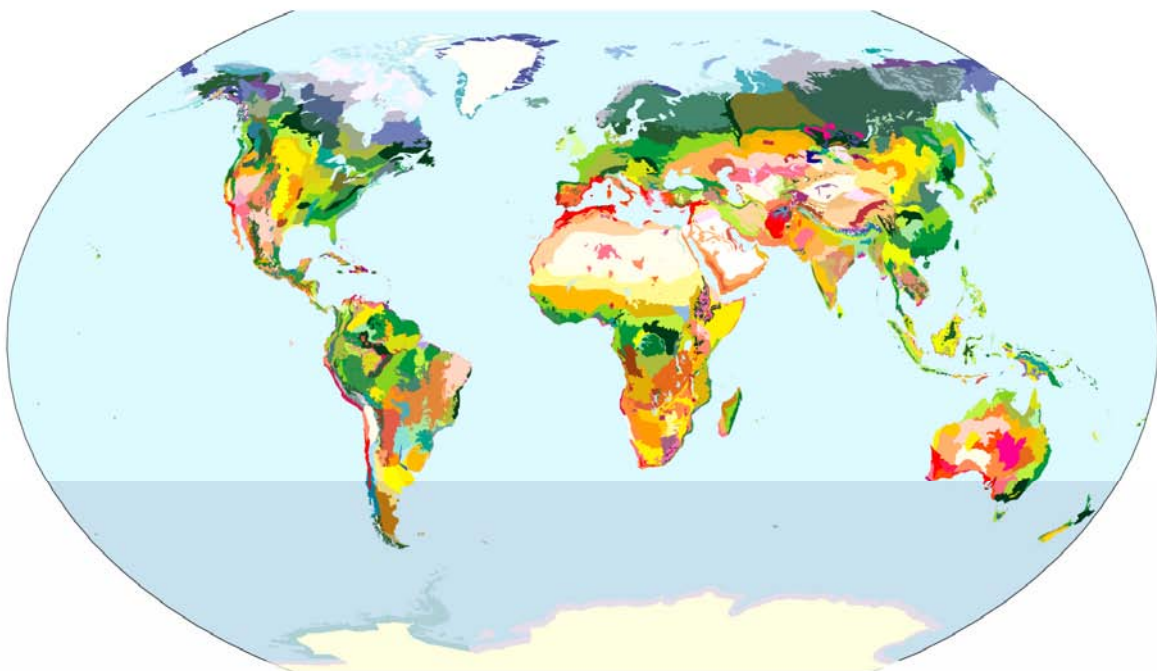


Figure 2: The map of terrestrial ecoregions of the world recognizes 825 distinct units.

While the delineation of appropriate ecoregions was relatively simple in some regions, other areas required an examination of the influence of historic events on present day distributions. The Philippines archipelago is an example of a region where Pleistocene sea level changes and resulting appearance and disappearance of land bridges had important implications for the resulting pattern of animal distributions among the islands (HEANEY 1986, 1991).

Large-scale ecological and physical dynamics and processes have been emphasized, including major variations in climate, fire disturbance regimes, and large vertebrate migrations (RICKETTS et al. 1999). Consequently, delineation of ecoregions differed between tropical regions and boreal or polar habitats where species assemblages are relatively homogeneous across large regions.

Ecoregions are intended to distinguish distinct biotas, yet distribution data for whole biotas are incomplete and no single biogeographic framework is optimal for all taxa. Thus, ecoregions represent a compromise map for the distribution of many different taxa. Ecoregions are also represented on maps as having abrupt boundaries, however, in reality most ecoregions are separated by ecotones and mosaic habitats. Finally, most ecoregions contain subsidiary habitats that may differ from their nominal biome, such as small edaphic savannas found within the widespread lowland forest of the Amazonian ecoregion. More detailed biogeographic analyses will always be required to ensure recognition and protection of less dominant habitat types and special elements that occur within the larger ecoregions.

3 Delineating the European ecoregional boundaries

The western Palearctic ecoregions (except northern Africa) were developed in concert with the DMEER (2000) project, using the Map of the Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000) as a basis. A variety of systems were reviewed prior to the delineation of European ecoregions. KÜCHLER's (1954) Natural Vegetation map was used as a guide to aggregate BOHN et al.'s (2000) mapping units into larger biogeographic divisions, generally at the level of KÜCHLER's main formations. However, these groupings were modified by other biogeographic criteria, including discrete montane or island areas that were assumed to support concentrations of endemic species.

The European Environmental Agency (EEA) and the European Topic Centre on Nature Conservation (ETC/NC) were working on a similar Digital Map of European Ecological Regions (DMEER) at the same time. The DMEER effort is intended to become a widespread and widely accepted reporting and assessment framework for biodiversity and nature patterns such as fauna, flora, habitats and landscapes. The DMEER effort is a combination of the Map of Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000) developed by the Federal Agency for Nature Conservation (BfN, Germany) and a cluster analysis of European-wide climatological data known as the European Land Classification (BUNCE 1985, BUNCE et al. 1996) developed by the Institute of Terrestrial Ecology (ITE, UK).

The EEA, ETC/NC and WWF share a common goal of developing compatible systems of ecological and biogeographic regions for Europe. Similar systems will facilitate conservation planning, monitoring of biodiversity, and communication. This shared philosophy made necessary a series of compromises from both initiatives, negotiated through several exchanges, primarily a joint EEA workshop with WWF hosted at ETC/NC in Paris in August 1999 and an additional meeting at the FAO-FRA 2000 conference at the World Conservation Monitoring Centre in Cambridge. Through these efforts, the WWF ecoregion map now closely matches the DMEER ecological regions map, with the WWF map resolving a few areas in greater detail.

An example of the relationship between the terrestrial ecoregions map, the DMEER, and the Map of the Natural Vegetation of Europe is the Alps ecoregion, a similar unit in both the WWF and DMEER systems. BOHN et al.'s (2000) division of the Beech and mixed Beech forests (F5) into lowland to submontane and montane to altimontane types is used to separate the Alps ecoregion from the surrounding Western European broadleaf, Northeastern Spain and Southern France Mediterranean, Po Basin mixed, and Pannonian mixed forest ecoregions. The original vegetation boundaries have been used to delineate these units.

4 Uses of the Terrestrial Ecoregions of the World

The terrestrial ecoregion map has already been used as a biogeographic framework to highlight those areas of the world that are most distinctive or have high representation value, and are therefore worthy of greater conservation attention (OLSON & DINERSTEIN 1998; RICKETTS et al. 1999; WIKRAMANAYAKE et al. 2001). In these analyses ecoregions can be ranked by their biodiversity distinctiveness: endemism of species and higher taxa, unusual ecological or evolutionary phenomena, and global rarity of their habitat type (e.g., Mediterranean-climate woodlands and scrub and temperate rainforests). Ecoregions can also be ranked by the current conservation status of their natural habitats and species, including threats and degree of protection (DINERSTEIN et al. 1995; OLSON & DINERSTEIN 1998; RICKETTS et al. 1999; WIKRAMANAYAKE et al. 2001). Currently, a consortium of conservation organizations, museums, and herbaria are using this base map to frame discussions aimed at reducing the loss of forest biodiversity with logging companies and wood product retailers. It is also being used as a strategic tool to determine conservation investments for The World Bank, USAID, WWF, the World Resources Institute, The Nature Conservancy, and several foundations (e.g., DINERSTEIN et al. 1995; ROCA et al. 1997; OLSON & DINERSTEIN 1998). Using this framework, biologists can also examine one of the most interesting biological problems: the concordance and mismatches in patterns of richness and endemism for indicator taxa, often birds and mammals, used in conservation priority setting (STATTERSFIELD et al. 1998; FONSECA et al. 2000; MACE et al. 2000).

Large biogeographic units such as ecoregions are appropriate for developing conservation strategies intended to protect the full range of representative areas, conserve special elements, and ensure the persistence of populations and ecological processes (NOSS et al. 1999; SOULÉ & TERBORGH 1999; GROVES et al. 2000; MARGULES & PRESSEY 2000). A biologically-based ecoregional perspective can also assist in identifying redundant or complementary conservation areas across political boundaries. This approach is gaining support in all of the major international conservation organizations and in many government agencies (e.g., GROVES et al. 1999; JOHNSON et al. 1999; MITTERMEIER et al. 1999; RICKETTS et al. 1999). Ecoregion-level strategies are receiving increased funding from major conservation donors.

5 Ecoregional activities in Europe

A primary goal of WWF is to facilitate and catalyze the local development of conservation strategies that meet the conservation goals of protecting a full range of representative habitats and special elements, and ensuring the persistence of populations and ecological processes for all of the 825 terrestrial ecoregions. Special emphasis is given to those species and processes that require the largest areas or are most sensitive to human activities and alterations of landscapes. However, the resources

for the simultaneous development of conservation strategies for all of the terrestrial ecoregions is not realistic given the existing level of conservation funding. In Europe, ecoregional initiatives have begun in the Mediterranean ecoregions, the Scandinavian forest ecoregions, the Alps, and the Carpathians. These efforts involve a number of other programs besides WWF, including Natura 2000 and the Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE).

In 1999, a steering committee and coordinating team was established for the Alps ecoregion. In 2000, a biological assessment, with an emphasis on carnivore species, was completed. A synthesis report of biological, socioeconomic and policy assessments was also produced, followed by a strategic planning workshop in Frankfurt. In June of 2001, a comprehensive reconnaissance was completed which included analyses of socioeconomic drivers and an enhanced biological assessment. An Alps-wide education program for children is scheduled to begin in September 2001, and an ecoregional vision workshop is scheduled for January 2002.

An ecoregion conservation planning workshop was held for the Carpathians in 1999, and a reconnaissance and stakeholder assessment was completed in April 2000 that emphasized the need for a synthesis of biological information and in-depth policy analysis. A subsequent conservation landscape 'vision' workshop was held in Slovenia in March 2001. Priority areas were identified and a conservation landscape was proposed that mapped critical conservation habitats and biological corridors. In April 2001, the Carpathian Summit in Budapest brought together government leaders, the business community, and non-governmental organizations to discuss regional conservation policy. The Carpathian Ecoregional Initiative was identified as the umbrella for all ecoregion-conservation operations in this ecoregion. Funding is guaranteed from internal sources for a minimum of three years. Several projects are already underway or planned including a World Bank/WWF Alliance land restitution study in Eastern Europe and the Central Asian Region, and a WWF Pan-European ecoregion initiative that is measuring the importance of biodiversity in terms of specific species.

Acknowledgements

WWF is indebted to Udo Bohn, Ole Ostermann, Hans D. Knapp, Pedro Regato, and Magnus Sylven for their collaboration, collegiality, hard work, technical expertise, and sharing of data during the development of the European portion of the WWF Terrestrial Ecoregions of the World.

References

- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BUNCE, R.G.H. (1985): European Land Classification. – ITE Merlewood, UK.
- BUNCE, R.G.H.; BARR, C.J.; CLARKE, R.T.; HOWARD, D.C. & LANE, A.M.J. (1996): Land Classification of Strategic Ecological Survey. – Journal of Environmental Management 47: 37-60.
- CHANGCHUN INSTITUTE OF GEOGRAPHY AND CHINESE ACADEMY OF SCIENCES (1990): The conservation atlas of China. – Beijing (China) (Science Press).
- CHINESE VEGETATION MAP COMPILATION COMMITTEE (1979): Vegetation map of China. Map 1:10,000,000. – Beijing (China) (Science Press).

- DASMANN, R.F. (1973): A system for defining and classifying natural regions for purposes of conservation. IUCN Occasional Paper No. 7. – Morges (Switzerland) (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources).
- DASMANN, R.F. (1974): Biotic provinces of the world: Further development of a system for defining and classifying natural regions for purposes of conservation. IUCN Occasional Paper No. 9. – Morges (Switzerland) (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources).
- DE LAUBENFELS, D.J. (1975): Mapping the world's vegetation: Regionalization of formations and flora. – Syracuse (NY) (Syracuse University Press).
- DINERSTEIN, E.; OLSON, D.M.; GRAHAM, D.J.; WEBSTER, A.L.; PRIMM, S.A.; BOOKBINDER, M.P. & LEDEC, G. (1995): A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. – Washington DC (The World Bank).
- DMEER (The Digital Map of European Ecological Regions Project) (2000): The digital map of European ecological regions (DMEER). – Paris (European Union [EU], European Topic Centre on Nature Conservation [ETC/NC], Museum d'Histoire Naturelle).
- FONSECA, G.A.B.; BALMFORD, A.; BIBBY, C.; BOITANI, L.; CORSI, F.; BROOKS, T.; GASCON, C.; OLIVIERI, S.; MITTERMEIER, R.A.; BURGESS, N.; DINERSTEIN, E.; OLSON, D.; HANNAH, L.; LOVETT, J.; MOYER, D.; RAHBEK, C.; STUART, S. & WILLIAMS, P. (2000): Following Africa's lead in setting priorities. – *Nature* 405: 393-394.
- GALLANT, A.L.; BINNIAN, E.F.; OMERNIK, J.M. & SHASBY, M.B. (1995): Ecoregions of Alaska. US Geological Survey Professional Paper 1567. – Washington DC (US Government Printing Office).
- GLEASON, H.A. & CRONQUIST, A. (1964): The natural geography of plants. – New York (Columbia University Press).
- GOOD, R. (1964): The geography of flowering plants. – London (Longmans, Green, and Co).
- GROVES, C.; VALUTIS, L.; VOSICK, D.; NEELY, B.; WHEATON, K.; TOUVAL, J. & RUNNELS, B. (2000): Designing a geography of hope: A practitioner's handbook for ecoregional conservation planning. Special edition, 2 volumes. – Arlington (VA) (The Nature Conservancy).
- HAGMEIER, E.M. (1966): A numerical analysis of the distributional patterns of North American mammals. II. Re-evaluation of the provinces. – *Syst. Zool.* 15: 279-299.
- HEANEY, L.R. (1986): Biogeography of mammals in Southeast Asia: Estimates of rates of colonization, extinction, and speciation. – *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 127-165.
- HEANEY, L.R. (1991): A synopsis of climatic and vegetational change in Southeast Asia. – *Climatic Change* 19: 53-61.
- HOLDRIDGE, L.R. (1967): Life zone ecology. – San Jose (Costa Rica) (Tropical Science Center).
- HOLDRIDGE, L.R. (1977): Mapa ecologico de America Central. – San Jose (Costa Rica) (Tropical Science Center).
- HUBER, O. & ALARCON, C. (1988): Mapa de vegetación de Venezuela. Map 1:2,000,000. – Caracas (Venezuela) (Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables).
- HUBER, O.; GHARBARRAN, G. & FUNK, V. (1995): Vegetation map of Guyana (preliminary version). Map 1:1,000,000. – Georgetown (Centre for the Study of Biological Diversity, University of Guyana).
- IBGE (1993): Mapa de vegetação do Brasil. Map 1:5,000,000. – Rio de Janeiro (Brazil) (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia Estatística).
- ISACHENKO, A.G.; SHLIAPNIKOV, A.A.; POBOZEROVA, O.D. & FILIPETSKAYA, A.Z. (1988): Landscapes of the USSR. – Moscow (National Agency of Geodesy and Cartography).
- JOHNSON, K.N.; SWANSON, F.J.; HERRING, M. & GREENE, S. (eds.) (1999): Bioregional assessments: Science at the crossroads of management and policy. – Washington DC (Island Press).

- KÜCHLER, A.W. (1954): *Natural Vegetation*. – Chicago (Rand McNally).
- KURNAEV, S. (1990): *Forest regionalization of the USSR*. Map 1:16,000,000. – Moscow (National Agency of Geodesy and Cartography).
- MACE, G.M.; BALMFORD, A.; BOITANI, L.; COWLISHAW, G.; DOBSON, A.P.; FAITH, D.P.; GASTON, K.J.; HUMPRHIES, C.J.; VANE-WRIGHT, R.I. & WILLIAMS, P.H. (2000): It's time to work together and stop duplicating conservation efforts. – *Nature* 405: 393.
- MACKINNON, J. (1997): *Protected areas systems review of the Indo-Malayan realm*. – Canterbury (UK) (The Asian Bureau for Conservation (ABC) and The World Conservation Monitoring Centre (WCMC)/World Bank Publication).
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. (2000): Systematic conservation planning. – *Nature* 405: 243-253.
- MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C.G. & GILL, P.R. (1999): Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. – Mexico DF (CEMEX S.A.)
- MIYAWAKI, A. (1975): *Outline of Japanese vegetation*. – In: NUMATA, K.; YOSHIDA, K. & KATO, M. (eds.) *Studies in conservation of natural terrestrial ecosystems in Japan*. – JIPB Synthesis Volume 8: 19-27.
- NOSS, R.F. (1992): *The Wildlands Project land conservation strategy*. – *Wild Earth Special Issue*: 10-25.
- NOSS, R.F.; STRITTHOLT, J.R.; VANCE-BORLAND, K.; CARROLL, C. & FROST, P. (1999): A conservation plan for the Klamath-Siskiyou ecoregion. – *Natural Areas Journal* 19: 392-411.
- OLSON, D.M. & DINERSTEIN, E. (1998): *The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions*. – *Conservation Biology* 12: 502-515.
- OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E.D.; BURGESS, N.D.; POWELL, G.V.N.; UNDERWOOD, E.C.; D'AMICO, J.A.; ITOUA, I.; STRAND, H.E.; MORRISON, J.C.; LOUCKS, C.J.; ALLNUTT, T.F.; RICKETTS, T.H.; KURA, Y.; LAMOREUX, J.F.; WETTENGEL, W.W.; HEDAO, P. & KASSEM, K.R. (2001): *Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth*. – *Bioscience* 51(11): 933-938.
- OMERNIK, J.M. (1995): *Level III ecoregions of the continental US*. Map 1:7,500,000 scale. – Washington DC (National Health and Environment Effects Research Laboratory, US Environmental Protection Agency).
- PIELOU, E.C. (1979): *Biogeography*. – New York (John Wiley & Sons, Inc.).
- RICKETTS, T.H.; DINERSTEIN, E.; OLSON, D.M.; LOUCKS, C.J.; EICHBAUM, W.; DELLASALA, D.; KAVANAGH, K.; HEDAO, P.; HURLEY, P.T.; CARNEY, K.M.; ABELL, R. & WALTERS, S. (1999): *Terrestrial ecoregions of North America: A conservation assessment*. – Washington DC (Island Press).
- ROCA, R.; ADKINS, L.; WURSCHY, M.C. & SKERL, K. (1997): *Transboundary conservation: An ecoregional approach to protect neotropical migratory birds in South America*. – *Environmental Management* 21: 477-481.
- RÜBEL, E. (1930): *Pflanzengesellschaften der Erde*. – Bern, Berlin (Hans Huber).
- RZEDOWSKI, J. (1978): *Vegetación de Mexico*. – Mexico DF (Mexico) (Editorial Limusa).
- SCHMITHÜSEN, J. [HRSG.] (1976): *Atlas zur Biogeographie*. Bd. 3. [B.I. Hochschulatlanten 303]. – Mannheim (Bibliographisches Institut).
- SOULÉ, M.E. & TERBORGH, J. (1999): *Conserving nature at regional and continental scales – a scientific program for North America*. – *BioScience* 49: 809-817.
- STATTERSFIELD, A.J.; CROSBY, M.J.; LONG, A.J. & WEGE, D.C. (1998): *Endemic bird areas of the world*. Birdlife Conservation Series No. 7. – Cambridge (UK) (Birdlife International).

- THACKWAY, R. & CRESSWELL, I.D. (eds.) (1995): An interim biogeographic regionalization for Australia: A framework for establishing a national system of reserves, version 4.0. – Canberra (Australian Nature Conservation Agency).
- UDVARDY, M.D.F. (1975): A classification of the biogeographical provinces of the world. IUCN Occasional Paper No. 18. – Morges (Switzerland) (International Union of Conservation of Nature and Natural Resources).
- UNESCO (1969): A framework for a classification of world vegetation. UNESCO SC/WS/269. – Paris (UNESCO).
- WHITE, F. (1983): The vegetation of Africa: A descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO Vegetation map of Africa (3 plates), 1:5,000,000. – Paris (UNESCO).
- WIKEN, E.B.; RUBEC, C.D.A. & IRONSIDE, G.R. (1989): Terrestrial ecoregions of Canada. Provisional map 1:7,500,000. – Ottawa (Environment Canada, Sustainable Development Branch).
- WIKRAMANAYAKE, E.; DINERSTEIN, E.; LOUCKS, C.; OLSON, D.; MORRISON, J.; LAMOREUX, J.; MCKNIGHT, M. & HEDAO, P. (2001): Terrestrial ecoregions of the Indo-Pacific: A conservation assessment. – Washington DC (Island Press).
- ZOHARY, M. (1973): Geobotanical foundations of the Middle East. – Stuttgart (Fischer-Verlag).

Authors' address:

John Morrison & David M. Olson
Conservation Science Program
World Wildlife Fund
1250 24th St. NW
Washington, D.C. 20037
USA
E-mail: john.morrison@wwfus.org

The Role of Natural Vegetation Data for European Landscape Mapping and Assessment

Die Rolle von Daten zur natürlichen Vegetation bei der Kartierung und Bewertung europäischer Landschaftstypen

DIRK M. WASCHER

Abstract

In view of newly emerging policy and research requirements to develop practical landscape assessment tools such as indicators, typologies and maps at the European level, this paper examines the specific role of natural vegetation data. After addressing recent definitions for landscapes and some of the most essential European policy objectives in the first chapter, the second chapter briefly reviews the scientific basis that characterises the relation between landscapes and vegetation with special emphasis of the climax theory, the concept of 'hemerobie' and the biogeographic dimension of the issue. The third chapter provides insights on national experiences with landscape mapping on the basis of three examples from England, Norway and the Netherlands. After presenting a comparative view on the relation between the European Natural Vegetation Map with international approaches to mapping landscapes by means of various techniques, including a more extensive analysis on the basis of the new European Landscape Typology and Map in the fourth chapter, the paper ends with general conclusions and recommendations which highlight possible future applications of natural vegetation data for European landscape mapping and assessment.

Zusammenfassung

Sowohl von politischer wie auch von wissenschaftlicher Seite sind in den letzten Jahren neue Anforderungsprofile für die Entwicklung praxisbezogener Instrumente zur europaweiten Landschaftsbewertung formuliert worden, z.B. für Indikatoren, Typologien und Bestandskarten. Dieser Beitrag untersucht die besondere Rolle von Daten zur natürlichen Vegetation als Bestandteil von konzeptionellen und methodischen Ansätzen der Landschaftsforschung. Im ersten Abschnitt werden jüngste Beispiele von Landschaftsdefinitionen sowie die wichtigsten europäischen Gesetzgebungs- und Regelungsinitiativen vorgestellt, im zweiten Abschnitt folgt ein kurzer Abriss zu den wesentlichen wissenschaftlichen Anknüpfungspunkten, die den Zusammenhang zwischen Landschaften und Vegetation kennzeichnen, namentlich die Klimaxtheorie, das Hemerobiekonzept und die biogeographische Dimension. Der dritte Abschnitt stellt nationale Erfahrungen in der Typisierung und Kartierung von Landschaften am Beispiel von England, Norwegen und den Niederlanden vor. Nach Anwendung verschiedener Überlagerungstechniken bei der vergleichenden Analyse zwischen der Karte der natürlichen Vegetation Europas mit den Ergebnissen ausgewählter internationaler Projekte zur Kartierung von Landschaften, schließt der Beitrag mit allgemeinen Schlussfolgerungen und Empfehlungen, in welchen die potentielle, künftige Bedeutung von Daten zur natürlichen Vegetation bei der Kartierung und Bewertung europäischer Landschaften hervorgehoben wird.

1 Background

1.1 Increasing interest in landscape assessment tools

Over the last five years, European landscapes have received increasing attention from policy makers and researchers at both the national and international level. Growing demand for landscape expertise can be recognised on the side of political institutions such as the European Commission, the Council of Europe, the Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) and UNESCO as well as on the side of NGOs. These interests appear to reflect a newly and more widely experienced awareness regarding landscape *functions and values* as essential components of both human welfare and ecology. Rooted in culture, tradition, aesthetics, identification and in the environment, landscape *concepts* offer new tools for sustainable land management through the integration of sectoral activities and through participatory processes involving a wide range of stakeholders. The launch of the European Landscape Convention (Council of Europe), the development of various national landscape assessment programmes and the emerging role of indicator-based monitoring and reporting in support of – e.g. agri-environmental – policies have underlined the need for a scientifically reliable foundation of the landscape concept.

One of the pressing needs in the field of landscape ecological tools at the European level is the development of a scientifically sound landscape classification and its cartographic representation in a format that meets the interests of both the research community as well as the decision-makers at the national and international level.

When taking a closer look at other, similar attempts of international cooperation in the field of environmental mapping, it becomes evident that these efforts were facing a number of – partly severe – technical and procedural difficulties, such as conflicting schools of thinking, different socio-political perceptions, high demands on time and funds as well as inconsistent data-supplies. Examples are the development of the European Map of Natural Vegetation (1976 - 2003), the establishment of a habitat classification in the framework of CORINE (1989-1999) or the creation of a Digital Map of European Ecological Regions as part of the work programme of the European Environment Agency (1994-2000). One of the lessons learned from these relatively recent experiences is that key methodological principles need to be well researched and communicated in order to prepare a stable ground for launching targeted activities that require the commitment of many international experts and institutions.

The development of a European classification for landscapes is – compared to works on species, habitats, vegetation and biogeographic regions – at a relatively early stage. Though almost a decade has passed since the development of a first policy-oriented map of European landscapes (MEEUS 1993) in contribution to the EEA's Dobříš Assessment (STANNERS & BOURDEAU 1995), wider international cooperation in the field of landscape mapping has been rather limited. Two subsequent projects, namely the work undertaken for a Technical Report by the EEA (WASCHER & JONGMAN 2002) and the development of a 'Physical Map of Europe' did not only rely on centrally managed data sources (top-down approaches), they were also falling short of seeking European-wide recognition and of reaching the goal to address the cultural aspects of European landscapes – one of the essential challenges that have been identified in the policy world.

With the establishment of a network initiative under the name of Landscape Europe (PEDROLI et al. 2001), a new international approach towards institutional cooperation on the development of an agreed-upon European landscape classification and map is just beginning to take shape. A first international workshop had been organised by Landscape Europe in Wageningen (August 2001). One of the central questions of this workshop was indeed the identification of the principal data sources when building a European landscape classification and the role of natural vegetation data has been discussed. Before entering methodological considerations regarding the role of vegetation data, it deems necessary to define the meaning and policy dimension of landscape in its environmental and political dimension.

1.2 Definition of landscape

European landscapes are based on natural features that are evolutionary and abiotic as well as on human intervention through agriculture, forestry and other cultural forces. The following definition has lately been proposed to be considered as a European-wide approach:

“Landscapes are the concrete and characteristic products of the interaction between human societies and culture with the natural environment. As such, landscapes can be identified as spatial units where region-specific elements and processes reflect natural and cultural goods or history in a visible, spiritual and partly measurable way. Because the underlying human and natural processes are subject to change and evolution, landscapes are dynamic systems.” (WASCHER et al. 1998)

This is also echoed by KLIJN & VOS (2000) who state that the ‘cultural landscape is the visible result of all agro-ecological and socio-economic forces operating at any given time, and is, therefore, constantly changing.’

In the European context it is possible to identify three broad categories of landscape that mark the extent and diversity of human intervention:

1. Relatively untouched areas that are situated in the most inhospitable regions, e.g. geographically remote areas such as mountain tops or areas of extreme climate and longitude, e.g. the Arctic tundra where permafrost and the short growing seasons inhibits the growth of most types of vegetation.
2. A decreasing proportion of traditionally managed land that have been transformed decades or centuries ago and have been maintained by traditional management practices (e.g. *bocage* in France or *kampen* in Flanders and Brabant)
3. Major parts of the landscape have been subject to a succession of different land uses and fairly intensive management practices.

Climate, geo-morphology and both natural as well as anthropogenic vegetation dominates the coarse division of European landscapes as well as the major division in European biodiversity.

1.3 Policy objectives for mapping European landscapes

In order to adequately manage and protect Europe’s landscapes, various efforts have been made to identify the relevant landscape characteristics at the regional, national and the international level.

While regional and national activities have led to detailed and policy-oriented results, most European approaches are rather generic and lack a clearly defined policy-focus. During an international workshop organised by Landscape Europe (Wageningen, August 9th 2001), the participants agreed that the necessary first step for an advanced approach towards European Landscape Character Assessment must be the definition of clear and commonly agreed-upon objectives.

A range of European policy papers should be taken into account:

- Pan-European Biodiversity and Landscape Diversity Strategy (PEBLDS) and its Action Plan for Landscapes (COE, UNEP & ECNC 1995);
- European Landscape Convention (COUNCIL OF EUROPE 2000);
- Agri-environmental assessments (EUROPEAN COMMISSION 2000, 1999; OECD, 1999).

PEBLDS & Action Theme 4

One objective of the PEBLDS Action Theme 4 (implementation period 1997 – 2001) was the construction of a European Landscape Map in which the *spatial dispersion and the land use aspects of the European landscapes* are represented. The project was building upon the existing approaches by J. Meeus for his landscape map in The Dobriř Assessment (STANNERS & BOURDEAU 1995), and R. Jongman & B. Bunce for their chapter in the EEA Technical Report. The latter suggested a hierarchical landscape classification with four main levels:

- Level 1: Climate Zone (Mediterranean, Alpine, Atlantic/Continental, and Boreal)
- Level 2: Landscape Zone (defined by geomorphology, soil, hydrography, vegetation and ecology)
- Level 3: Cultural landscape (defined by cultural history, land use, landscape pattern, scenery, traditional economy, regional identity)
- Level 4: Further specification of the functions mentioned above

The implementation of the Action Plan on European landscapes resulted in the completion of a first phase of Level 2, namely the development of a geomorphologic map of Europe. Other data sets, such as on soils, hydrology or vegetation still need to be incorporated.

European Landscape Convention

The European Landscape Convention requires Parties to carry out research and studies in order to identify landscapes and analyse their characteristics and the dynamics and pressures which affect them. The Explanatory Report states: *Some countries have already performed nation-wide surveys of landscapes. This work has revealed the landscape distinctiveness of different areas, each with its own mixture of natural and man-made elements. Geographical information systems and modern techniques of computerised mapping, also at urban level, are used to show up landscape characteristics, such as the physical relief, the settlement pattern, the main land uses, economic activities, residential areas, the presence or absence of features such as hedgerows and terraces, important wildlife habitats and the heritage of past human activity* (COUNCIL OF EUROPE 2000).

Agri-environmental assessments

A considerable amount of research has been undertaken in the framework of the EU's programmes into the relationship between agriculture and the environment. The ELISA project (WASCHER 2000) was targeted at improving the territorial conceptual approaches emerging out of the OECD work on

agri-environmental indicators. Preliminary findings stress the need for a clear distinction between indicators for assessing driving forces (agricultural land use practices and rural processes) and policy-relevant landscape functions. The complexity of driving forces as well as landscape functions is likely to require the development of ‘composite’ indicators that combine a set of assessment criteria. Four main indicators to assess the environmental state were retained (biophysical adequateness of land use, openness versus closedness, adequateness of key cultural features and land recognised for its scenic or scientific value). OECD maintains to take a pro-active role in landscapes by supporting the development of landscape ecological concepts in support of indicators (e.g. organisation of a workshop in Norway in 2002). Regarding the development of landscape typologies and classification systems, a recent paper (PARRIS 2002) suggests that landscape typologies “enable the spatial delineation of homogenous landscape units which can capture the site-specific character of landscapes necessary in those cases where agri-environmental measures are used for landscape conservation”.

2 Landscapes and vegetation

Being the primary producer of the global ecosystem (the biosphere) vegetation provides the most critical life support functions for animals, mankind and fungi (VAN GIL 1993). Compared to other ecosystem components such as atmosphere (meteorology), rocks (lithology), landforms (geomorphology), soils (pedology), animals (zoology) and land use (social geography), vegetation takes an exceptional role by being both a resource for *and* an expression of civilisation, as it offers

- biological commodity,
- conditioner, that is regulator, of the biophysical environment,
- indicator of the biophysical environment, and
- cultural heritage.

As portrayed in many scientific references and reflected in the views of the general public, vegetation is – especially in Europe – an essential characteristic of landscapes. With the exception of glaciers, rock formations, and sand deserts – where vegetation can be almost absent or at least inconspicuous – differences in the type, development state and distribution of vegetation are often considered as key factors for the differentiation and characterisation of landscape types.

The following sections will examine the role of vegetation with regard to, “climax” succession processes, the concept of “hemerobie” and the role of vegetation for biogeography.

2.1 Climax vegetation

The idea that the ecosystem, or the plant community, passes through a series of developmental stages before finally reaching a balanced or equilibrium state, was first proposed by the American ecologist F.E. Clements, and has since been expanded and developed by a number of biologists (COX & MOORE 1973).

According to the climax theory, bio-physical processes play an important role in the sequential development of vegetation types which – building upon and replacing each other – are undergoing a transition from a vegetation-less state towards plant communities of higher complexity until they reach a final state (“climax”) which for most of Europe is characterised by different types of forest ecosystems. Considered as the final stage of more or less linear successive developments, the resulting

forest systems are supposed to reach a level of maturity (“old growth”) before they undergo (natural) degeneration or can collapse when being exposed to sudden environmental disasters such as wild fires or insect calamities. In most successions there is an increase in the total living matter, the biomass, of the ecosystem as it develops, though there are exceptions, as in the case of some bogs which develop in the place of former forest. Though the vegetation tends to become dominated by robust, long-lived plant species, such as shrubs and trees, which may reduce the diversity of herbaceous plants, Cox & Moore suggest that there is an increase in the structural complexity of the ecosystem. Eventually, the climax community evolves and the creation of new ecological niches ceases.

Though phyto-sociological science has developed highly organised systems for a large number of distinctively defined plant communities (TÜXEN 1956; ELLENBERG 1996), most landscape typologies make reference to rather generic aspects of vegetation, namely the degree of forestation – or the relation between forest and non-forested land. Though this might be considered as a rather simplistic or even non-scientific approach, the focus on forest aspects has been proven as being easily visible and interpretable and hence of high practical use. Interpreting forests as one of the dominant landscape characteristics is likely to derive from the experience gained during field work in larger environments (at the *landscape level*) and from early travel reports and images (drawings, paintings) of naturalists and painters (VOS 2000).

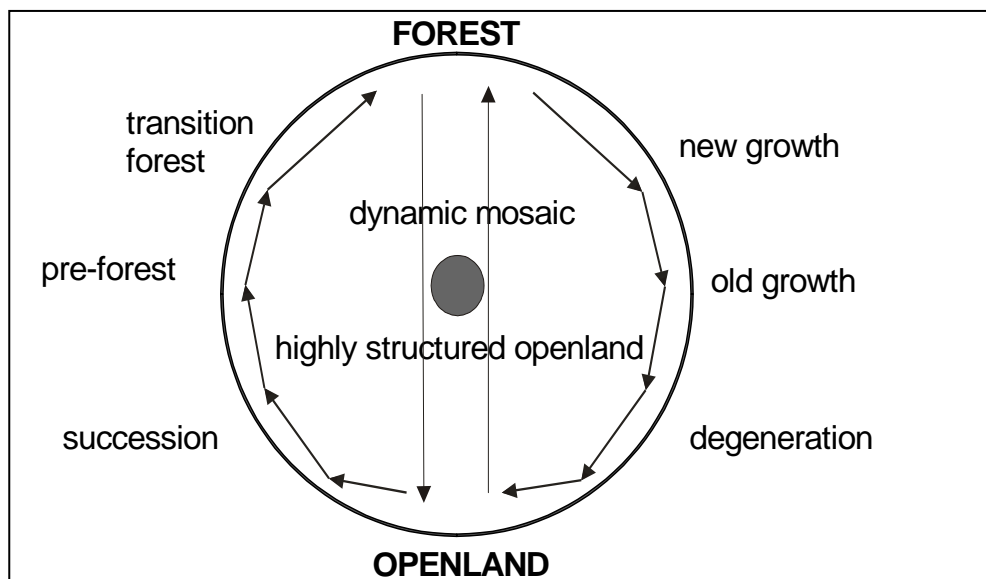


Figure 1: Dynamic succession process as part of the forest-openland cycle (KRAUSE & KREISEL-FONK 1999)

Rather than making explicit reference to specific types of forests or even tree species, many landscape-ecological assessments translate the visual aspects of vegetation patterns into the spatial-textual attributes of “open” versus “closed” landscape types at different shades between these. E.g. the already mentioned European landscape map by MEEUS (1993) makes reference to various types of “openfields” in contrast to other landscape types that are more dominated by forest vegetation or tree/scrub elements.

Obviously, the phenomenon of (potential) natural vegetation and climax vegetation are closely linked, some might even argue that they are identical. This means that maps of natural vegetation represent extrapolations in time portraying final (climax) stages of successive plant community developments

for geographically and ecologically defined locations. Natural vegetation data can hence provide significant information on the actual development state of present-day landscapes and add perspectives for future developments with regard to the role of natural dynamics.

2.2 The Hemerobie concept for assessing naturalness

The focus on natural vegetation is not only interesting from a strictly ecological or perception point of view, it also appears to be closely related to the concept of sustainability. Being fixed to the ground and dependent on local abiotic factors, plants need to be extremely site-adapted as they consume all essential elements from their direct environment (DONIȚĂ 1999). Today's knowledge on the indicator values of plants and plant communities enables scientists to determine virtually all relevant qualities of abiotic site factors, primary production, organic matter components as well as of the ecosystem type, providing insights into the whole ecological richness of vegetation maps. Borders between vegetation units are hence also boundaries between abiotic factors, biomass productivity, ecosystems or ecosystem complexes where these vegetation units provide the ecological main structure.

The indicator quality of natural vegetation types for the relation between the geosphere and the landscape component has also been illustrated by the development of a so-called landscape prism (FORTESCUE 1980).

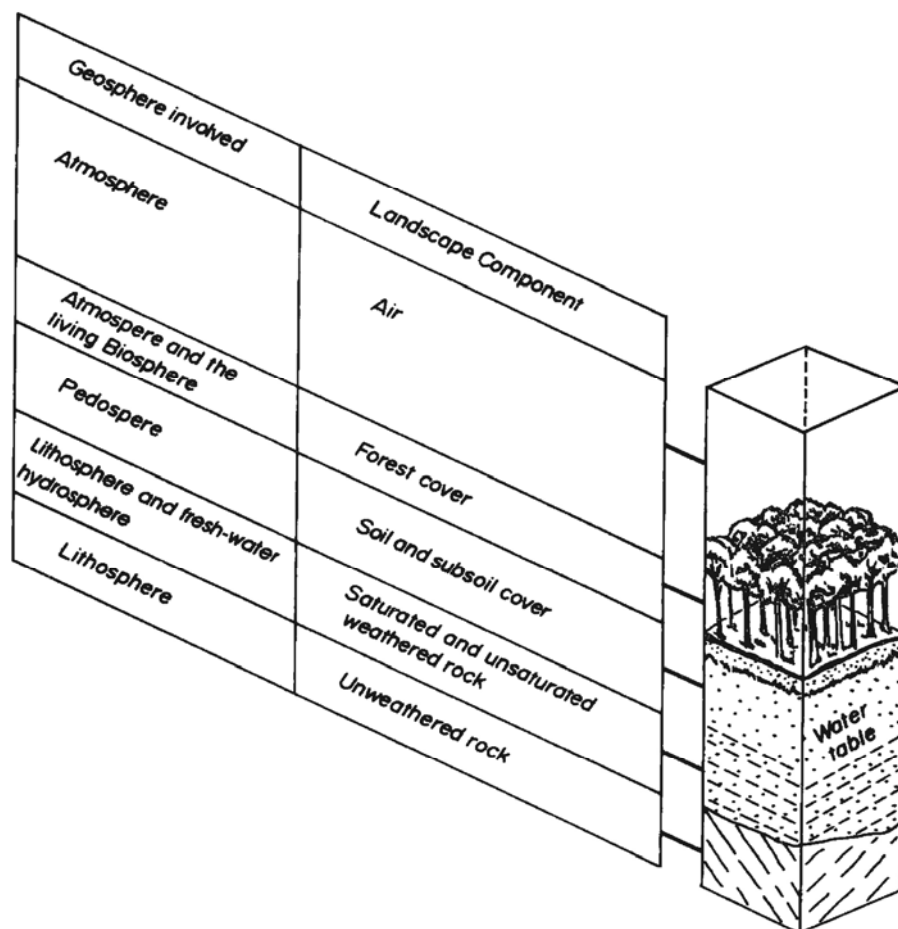


Figure 2: A landscape prism (or ecotope) drawn to show relationships between the geosphere and landscape components in a typical forest ecosystem (FORTESCUE 1980).

According to SCHLÜTER (1991), heterogeneous landscape types can only be defined on the basis of a mosaic system and singled out and mapped as spatial units. The same accounts equally for the mapping the naturalness of vegetation at medium and small scales.

In the same way as today's potential natural vegetation can identify the biotic potential of sites and landscapes or their primary productivity (TÜXEN 1956), the naturalness level of today's actual vegetation is being considered as the key indicator for the ecological state, especially regarding the still effective components of biological self-regulating capacities as an essential criteria for ecological stability.

The concept of 'hemerobie' is based upon an approach to analyse the degree of human impact on a given ecosystem. The concept had been mentioned first by JALAS (1955) and had subsequently further developed to be applied in the context of the urban and agro-cultural environment (SUKOPP 1972; SCHUBERT 1985; KOWARIK 1988). Through further application for the evaluation of riverine ecosystems and of the cultural landscape in general, 'hemerobie' became more established as an accepted methodology for assessing the naturalness. According to KOWARIK (1988), 'hemerobie' is the "scale for the human-cultural influence" on ecosystems. Accordingly, the assessment of the degree of hemerobie follows those anthropogenic influences, which constitute obstacles for an evolutionary process (climax) of the (eco-)system in question.

Hemerobie assessments have already been successfully implemented. For example, as part of UNESCO's 'Man and the Biosphere' project, the Austrian Academy of Sciences launched a hemerobie study for assessing the degree of naturalness of Austrian forests. The evaluation of naturalness of the forest vegetation was based on a comparison of the actual with the potential natural vegetation, examining the presence of exotic/non-native species among the trees as well understory vegetation (GRABHERR et al. 1993).

2.3 The biogeographic context

Cultural landscapes are a product of natural processes under the influences of human activities. In order to determine the type and degree of natural influence of a given landscape it appears as sensible to first examine Europe's 'biogeographic' context. Because of the strong influence of the biogeographic context on human land use activities and hence on the character of landscapes, biogeographic classes could serve as an evaluation criterion for a European-wide approach to landscape classification and mapping.

Each climate type and their major subdivisions has a number of characteristic plant and animal species and communities that have evolved so that they are well adapted to the range of environmental factors in them; such characteristic biotic communities occupying an extensive area are called *biomes*. The distinctions between biomes are not necessarily related to the taxonomic classification of the organisms they contain, but rather to the life-form (the form, structure, habits, and the type of life history of the organisms in response to its environment) of their plants and animals (COX & MOORE 1973). This concept of life-form was first put forward by the Danish botanist Christen Raunkiaer in 1903. Since animal life-forms are much less easy to recognise than are those of plants and, consequently, most biomes are distinguished by plants they contain and are named after their dominant plant life-forms (e.g. tundra: mosses, lichens, dwarf-shrubs, sedges; taiga: boreal coniferous forests; temperate deciduous broadleaf forests; tropical rain forests; temperate grasslands: steppes, prairies; etc.).

Table 1: Biogeographic classifications and concepts based on ecosystem approaches (Wascher after GRABHERR & KOIJMA 1993)

Year	Initiative
1898	V.V. Dokuchaev: proposed a concept of soil as a functional product of climate, parent material, relief, organism, and time.
1903	C. Raunkiaer: suggests the distinction of life-forms
1941	H. Jenny: Factors of Soil Formation
1951	J. Major: vegetation and soil to constitute an inseparable complex which may be termed a 'phytogeocoenosis', emphasising a causal relation between vegetation and environment.
1916	F.E. Clements: climax vegetation (plant succession)
1929	G.E. Nichols: Plant associations and their formations
1937	W.E.D. Halliday: Forest Classification for Canada
1950	E.L. Braun: vegetation at the formation rank mainly considered as a product of climate and represented as a climatic climax.
1935	A. Tansley: coins the notion of 'ecosystem' for a complex of natural systems
1945	V.N. Sukachev: coins the term 'bio-geocoenosis' (comparable, but only at community level)
1973	H. Ellenberg: ecosystem classification of the world, addressing primary productivity, trophic characteristics, macroclimate, soil character – mainly based on vegetation formation
1975	Udvardy: Biogeographic provinces
1976	H. Walter: criticises Ellenberg as being central European, suggesting the biome system as fundamental unit (e.g. orobiomes = mountain systems) to which zonal vegetation can be assigned.
1960	V.J. Krajina: biogeoclimatic ecosystem classification integrated climate, vegetation and soil characteristics at two levels (region + site specific), highest biogeoclimatic formation comparable to Clements.
1947	L.R. Holdrige: World Plant Formations on basis of climatic data
1956	H. Lieth: Correlation between average climate levels and vegetation formations
1970	R.H. Whittaker: correlating broad regional vegetation at the formation level directly with environment, particular climate
1985	R.B.H. Bunce: Development of a European land classification
1989	Bailey: Eco-regions of the world
1991	E.O. Box: plant functional types were assigned climatic tolerances
1992	European Commission: Biogeographic map for the Habitats Directive (EEC/43/92)
1996	Rivas-Martinez & Penas: Biogeographic Map of Europe
1999	Marco Painho: Digital Map of European Ecological Regions (commissioned by the European Environment Agency)

Traditionally, plant geographers were concerned with explaining the distribution of different types of plants in physiological terms, and some of the basic mechanisms involved in cold tolerance and drought resistance, for example, have been known for decades (PRENTICE et al. 1992). For example, Köppen's scheme was intended as a classification of climates, although its boundaries were chosen to coincide approximately with vegetation boundaries and are expressed in terms of aspects of climate (particular seasonality) that are relevant to plants. On the other hand, Holdridge's approach related potential natural vegetation to climate, although its boundaries reflect areas of consistent climate that is defined by annual precipitation and growing season temperatures.

While earlier schemes such as the ones by Köppen and Holdridge took biomes as statically defined entities, BOX (1981) described a model in which almost 100 plant functional types were assigned climatic tolerances (upper and/or lower bounds) for six climate variables expressing levels and seasonality of temperature and precipitation and a moisture index expressing potential evapotranspiration. An 'environmental sieve' based on these climatic limits determines which plant types could occur in a given climate.

In recognition of the potential value of a detailed and internationally agreed-upon biogeographic map for environmental reporting on issues such as biodiversity and landscapes, the European Environment Agency initiated the development of a Digital Map of European Ecological Regions. The map is based on two recent digitised maps, namely the Map of Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000),

derived from an analysis of soils and vegetation maps validated by an expert review, and the European Land Classification (BUNCE et al. 1984; 1996a), derived from a cluster analysis of European-wide climate data. After several early versions, the final draft map is the result of the combination of the Land classification with the detailed Map of Natural Vegetation, identifying regions where the vegetation units correlate with the land classification, giving more weight to the land classification, as the mean size of the vegetation units is much smaller (about a factor 10). The methodology that has been applied resulted in a division of Europe into 69 ecological reporting regions. At this level the correlation between the two source maps is relatively high and the number of classes manageable with regard to the objectives for making the map. The map could become a valuable tool in the development of a European landscape classification and mapping. The map was produced by ISEGI (Instituto Superior Estatística e Gestão de Informação, Lisbon). It was finalised in 2000 in coordination with WWF (World Wide Fund for Nature) for their world conservation region project (PAINHO & AUGUSTO 2001).

3 Existing national approaches to landscape assessment

The large diversity of landscape characteristics is one of the key cultural heritage elements of Europe. In view of the increasing interest in landscape-related concepts expressed by policy institutes such as the European Commission, the European Environment Agency, the Council of Europe and the OECD, national activities in the field of landscape assessment are becoming an important reference when developing European-wide methods. Being strongly rooted in earth sciences (soil, water, land use, biodiversity) as well as social sciences, landscape typologies can play an essential role when assessing the sustainability of Europe's rural and peri-urban land (WASCHER 2004).

The most striking aspect of the emerging landscape character assessments implemented in England and Scotland (LUC 1999; COUNTRYSIDE AGENCY AND SCOTTISH NATURAL HERITAGE 2001), is the role of the spatial units that are being identified and which are developed into landscape typologies that form a reference basis for future landscape evaluations. Landscape typologies or classifications are of significant importance for both character as well as state assessment, because:

- Landscape character units provide the opportunity to identify policy issues at a region-specific and socially as well as economically relevant level;
- Landscape character units provide a functional and methodological link between the biophysical main structure and the (agri-)cultural and social-economic 'expression' of a landscape;
- The use of Geographic Information System in connection with statistical information stored in relational databases allows spatial-analytical assessments;
- The development of different hierarchical layers that discern various landscape issues allows to link up with both administrative and environmental typologies;
- Landscape character areas provide practical tools for communicating landscape issues to stakeholders and policy makers;
- Addressing the matter of fine scale assessment linked to coarse-scale (top-down) assessments.

This is the reason that many OECD countries have – independently from landscape character assessments – developed agricultural landscape classifications that serve as a reference basis for indicator assessments.

In the light of increasing policy demands at the international and national level, landscape classification projects have been launched on request from national and international agencies. While earlier attempts have been mainly driven by scientific interest of historical geographers, landscape ecologists or regional planners, recent initiatives are much more integrated in wider national monitoring frameworks and are targeting at concrete policy implementation in field of sustainability, natural resource management and environmental assessments. Table 2 provides an overview on selected classifications. More initiatives are known to exist, such as in Portugal, Spain, Poland and Slovak Republic, however, detailed information was not available.

Table 2: Selected classifications in use for landscape indicator assessments.

Country	Classifications	Attributes
England	Map of Landscape Character Areas Land Description Units (LDUs)	111 Character Areas, 587 Countryside Character Types (1 km ²) 7 midland counties
Scotland	Natural Heritage Features	21 Areas
Netherlands	Landscape Types	9 Main types, 21 sub-types
Norway	Agricultural Landscape Regions	11 main, 45 regions, 444 sub-units
Sweden	Cultural Landscapes	(1 km ²)
Hungary	Taxonomic distribution of Natural Landscape Units	6 macro regions, 35 meso regions, 75 micro regions and over 200 sub-groups
Germany	Spatial Structure of Cultural Landscapes (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1062) German Landscape Types (CHARADJEDAGHI et al. 2004)	77 Units 30 main types, 855 sub-units (1 km ²)
Austria	Map of Austrian Cultural Landscapes (SINUS)	12 main / 37 sub-types (1 km ²)

Some national approaches to landscape mapping are building upon a large amount of scientific expertise and can reflect a long history of landscape ecology or geography. The methodologies can differ substantially, depending on the cultural history, the role and orientation of regional planning and of course on the physical characteristics of a country.

The following examples from England, Norway and the Netherlands shall illustrate the way vegetation data have been used when mapping landscapes at the national level.

3.1 England's Landscape Character Map

English Nature has identified and mapped 99 'natural areas' where boundaries are defined by their wildlife and natural features, their land use and human history. On the basis of these areas, the Countryside Agency identified 'Landscape Character Areas' as integrated components within the natural areas. It can be concluded that the identification of landscapes builds upon basic information on ecological regions. "The landscape character map of England" is conceptually part of 'building blocks' for landscape and nature conservation to form a single, easily understood framework.

The data on the actual vegetation has been taken into account when mapping the natural areas, the 'Landscape Character Areas' have mainly been identified on the basis of aspects such as landform, drainage basin, cultural character and land use patterns.



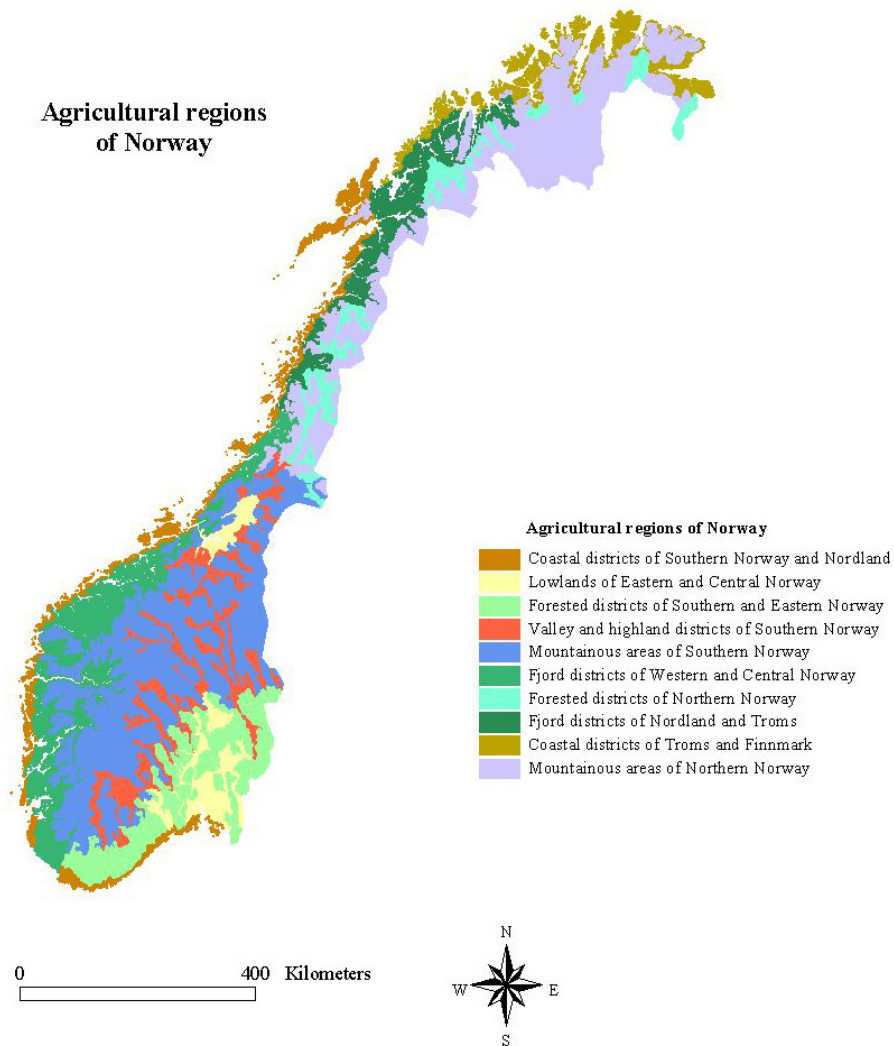
Map 1: Landscape Character Areas of England (source: COUNTRYSIDE COMMISSION 1997)

3.2 Norway's landscape types

Based on a project that the Ministers of the Nordic Council launched in 1987, a map of landscape regions has been developed. A hierarchical approach utilises the best national and local data that is available. In a collaborative approach with the agriculture and nature conservation departments and cultural heritage departments, Norway has been divided into 45 landscape regions and 444 sub-regions. These are then divided into landscape areas.

Part of the approach has been the mapping of ten different types of agricultural landscape regions as they are being used (see Map). It is the top of a hierarchical system and shows these landscape regions being built up by the 45 regions, so it shares part of the boundaries.

As the name of the map indicates, main focus has been on the actual land use – though vegetation data has been applied when establishing biogeographical regions along climatic criteria, arriving at five large zones (glaciers, alpine, boreal, boreo-nemoral, and nemoral) with 76 sub-zones. These sub-zones are based on topography, vegetation cover (forest types) and regional identity.



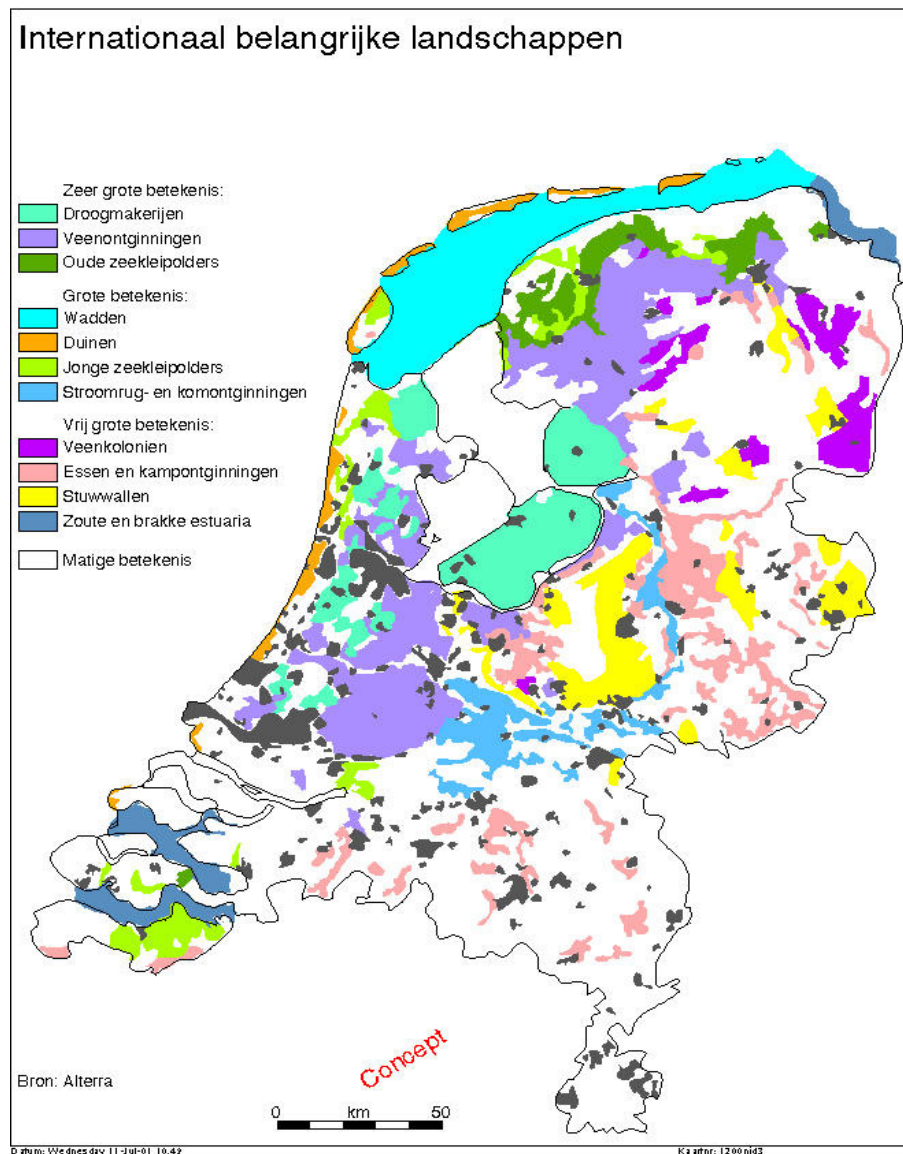
Map 2: Norwegian agricultural landscape regions (source: PUSCHMANN 1998).

3.3 Dutch landscape types

The main focus of the Dutch approach to landscape mapping is the ‘Maintenance and Strengthening of Identity’ with regard to the whole Dutch landscape and is hence part of the general policy strategy. This policy aims at maintaining the identity of the different landscape types and – by doing so – also the diversity of the Dutch landscape. In concrete terms, ten main landscape types have been differentiated. These landscape types have been identified on the basis of geo-morphological and culture-historical criteria that are related to the genesis of distinct regions. For each of these landscape types, the Dutch government has identified a list of recommendations for planning and advisory activities.

Regarding the landscape level there is the intention to undertake an analysis of Dutch landscapes on the basis on a hierarchical structure for physio-geographic regions, series and physiotopes. Physiotopes are to be defined as landscape units with a more or less same type of abiotic character. Within the physio-geographic region Heuvelland, for example, three series are to be differentiated, namely ‘plateau’s and edges of plateau’s’, ‘hellingen’ and ‘valleys’. Within the ‘hellingen’ three types of physiotopes have been recognised: ‘dry calceolous hellingen’, ‘limestone edges and frames’ and ‘chalk-free loss and greensand-hellingen’. For each physiotope, the development of the vegetation is reported

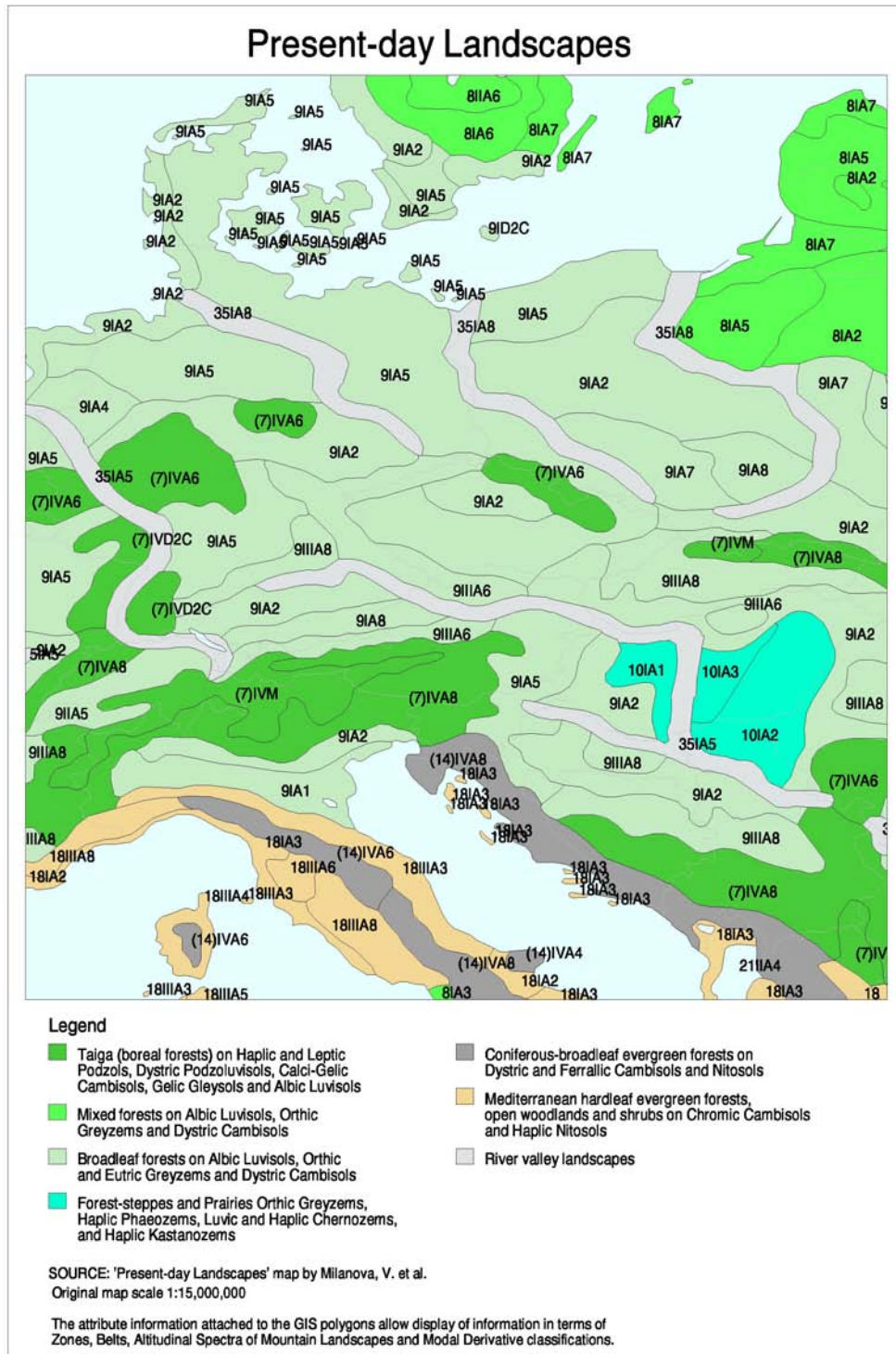
in terms of successions and replacements. The database system 'SYNBIOSYS' which comprises two distinct levels, namely the plant communities and landscape, is supposed to be applied when analysing the landscape character (SCHAMINÉE 1999).



Map 3: Dutch landscape types (source: LNV 1992).

4 Brief comparative review at the European level

Two international examples for landscape classification and mapping can serve as references for analysing the methodological approaches with regard to vegetation data: the World Map of Present-day Landscapes by MILANOVA et al. (1993) and a European landscape typology developed by MEEUS (1993). The Physical Geographical Map of Europe (VERVLOET 2000) and LANMAP 1 (Mücher et al. 2003) serves as further references for examining the possible future application of European natural vegetation data. For the map of Meeus (1993) a European regional section located in the central-western part of the continent has been selected for presenting a brief visual comparison with the main area units of the aggregated version of the European Natural Vegetation Map at the scale of 1 : 10 million.



Map 4: Map of Present-day Landscapes (MILANOVA 1993) – excerpt.

4.1 World Map of Present-day Landscapes (PDLs)

The UNEP world map has a scale of 1:15 million and presents landscapes (PDLs) as specific units of land surface characterised by a structurally organised combination of natural and economic components. The belts identified by the first map are characterised by a range of natural processes, zonal patterns and sets of natural landscapes, with more emphasis on geographical aspects rather than climatic.



Map 5: Landscape map of Europe by MEEUS (1993).

The landscape units are characterised by climatic aspects and by potential natural vegetation, leaving concrete landscape types unidentified. Each landscape unit is described by a code system based on its natural and anthropogenic characteristics, specifically on the type of natural landscape zone, topography ('orographic class'), degree of transformation due to human impact, trends and current land use.

4.2 Overlay with the landscape map from the Dobriř report

MEEUS's typology and map (1993) at a scale of 1:25 million comprise 30 major landscape types that are described and compared on the basis of geology, climate, land form, soil, land use, hydrology, settlement patterns, dynamics and scenery. Landscape types have been grouped according to common characteristics regarding the geomorphological and cultural aspects. The first group consists of 'zonal' landscapes such as tundras, taigas and uplands along a north-south gradient. Zonal landscapes are



Map 6: Map overlay European Natural Vegetation (BOHN et al. 2000) with the Map of European Landscapes (MEEUS 1993) = red lines – excerpt.

closely linked to climate, base geology, altitude and vegetation. A second group covers the range of land use aspects from the Atlantic coast to the centre of the continent, as a transition from hedgerow landscape ('bocage') to openfields in various degrees and expansions. A third group includes the arid landscapes of Russian steppes and deserts. In addition to these broad groups, the typology addresses so-called 'artificial landscapes' such as polders (resulting from land reclamation), huertas and some deltas as well as the following cultural landscapes: Dutch/Belgium 'kampen', Polish 'strip fields', Spanish 'dehesas', Portuguese 'montados' and Italian 'coltura promiscua'.

The delineation of the different landscape types is based on literature survey, field studies, national landscape inventories and simplification of previous studies. Information on vegetation, soils and geomorphology is derived from a map of potential natural vegetation (BOHN 1995; BOHN et al. 2000), a map of landscapes by LEBEAU (1969), NOIRFALISE (1989), and soil maps by FAO and CEC; specific information on forested, Nordic areas is based on works by BERNES (1993) and PISARENKO (1993) for

Russia. Information on rural land use stems from KOSTROWICKI (1984) and CSATI (1980) for Russia. The various sources have been manually overlaid, visually compared and analysed to determine the final typology and delineation for the landscape map by Meeus.

The overlay comparison between the red contour lines of the Map of European Landscapes and the Map of European Natural Vegetation (Map 6) shows that the main resemblance can be found between the vegetation units estuaries and riverine forests along the Waddensea coastline and what Meeus has identified as the landscape type 'polder landscapes'. There is some overlap between the natural vegetation unit of species poor oak and mixed oak forests in the NW-European lowlands and the so-called 'Kampen'-landscapes, a term that originates from Flandern and refers to undulating plains with brooks and sandy soils. The hemiboreal zone of southern Sweden appears to correspond with the landscape type 'southern taiga', though its shape and geographic location is hard to match. Difficult is the interpretation of the landscape type 'central collective open fields' in the region southwest/around? of Prague that is actually covered with substantial stands of mixed forest. It appears that there the resemblance between the two maps is highest for azonal vegetation units such as coastal zones and riparian corridors.

4.3 Overlay with the European Landscape Typology and Map (LANMAP 1)

Given the increasing demand for high-accuracy landscape information at the European level (WASCHER 2003), and the observation, that existing approaches fall short of using state-of-the-art technology and addressing cultural attributes (e.g. land cultivation patterns, historical features, landscape elements, land use characteristics), there is a clear need to establish a classification and map for Landscape Character Types at the European level as a main point of reference in support of both research and policy implementation at the European and national level. The strategic objectives are as follows:

- Establish a European-wide neutral and culturally unbiased typology of landscape types that is based on high-quality data of European coverage and which can be linked to existing national approaches while linking up with the European bio-climatic regions;
- Make sure that the proposed landscape types provide a meaningful reference base for policy application, e.g. the European Landscape Convention (Council of Europe), Agenda 2000 (rural development), reporting according to the DPSIR framework (Driving Force - Pressure - State - Response); ESPON spatial planning, etc.

A European landscape mapping project should provide a practical and easy tool for European policy implementation. Important applications are integrated environmental assessment, monitoring and reporting, especially indicator-based approaches.

After formulating user requirements and possible target groups (see above), a critical review of the main European environmental data sets has been undertaken in order to select the following suitable core data sources for the delineation of the major landscape units to develop the first draft version of a European Landscape Typology and Map (LANMAP 1):

- Topography (GTOPO30, grid data, 1km resolution)
- Parent material/ Ecological site conditions (ESDB 1:1M, vector data)
- Land use / Land cover (CORINE land cover database, vector data, 1:100 000)

The choice of data sets reflects that landscapes are a product of natural and cultural driving forces. Since a reliable European map on geo-morphological aspects was not available, information on topography and parent material has been chosen as the adequate substitute. These three core data sets determine the matrix for a European Landscape Map. Specific landscapes, such as wetlands or bocages will be delineated within this matrix on basis of additional data sources. For the segmentation of the major landscapes the software package eCognition has been used. ECognition is an object-oriented image classification software for multi-scale analysis of Earth Observation data of all kinds. The image classification is based on attributes of image objects (semantic information) rather than on the attributes of individual pixels.

Before the segmentation could take place, the legend units of the three core data layers (topography, parent material and land cover) have first been reduced to represent only key thematic classes. This was necessary in order to keep the data management processes feasible and to arrive at results that reflect a European aggregation level. For the LANMAP 1 typology construction remain 5 altitude classes, 13 parent material classes and 8 land use classes. Please note that this aggregation has been undertaken purely for facilitating the identification of broad and coherent landscape units, but that the underlying information (the complete legend details for each layer) are nevertheless fully available for further analysis of these units. For the urban, marine and freshwater landscapes the information was directly derived from the land use layer. (This was also necessary because for these landscape types there were data gaps in the soil database). So in principle there are $(5 \times 13 \times 8) + 3 = 523$ combinations, however in reality there are 202 existing combinations, read landscape types, represented in LANMAP 1.

The LANMAP 1 typology consists of 202 landscape types featuring a 3 digit code: the first capital letter is used for the topographic class, the second capital letter for the parent material and the third letter (lower case) for the land cover class. This is also illustrated in Figure 3.

As an extra attribute the environmental zone (e.g. Alpine south, Nemoral, Pannonian) has been attached to each landscape mapping unit. The Environmental Zones (13 zones in total) have not been used in the typology, but will be used in the description of the landscape type.

For the urban landscapes the information was derived from the CORINE land cover database. However, some extra processing was done to derive only the larger urban agglomerations. For this purpose a 5 km by 5 km majority filter was used in ERDAS Imagine. This map was integrated within the landscape map. After this there were additional post-processing steps necessary to upgrade the European Landscape Map, being summarised below.

A large advantage of the European Landscape Classification is that its selection of boundaries is consistent, crisp and transparent based on the underlying layers: topography, parent material and land cover. However, if misclassifications do occur in one of the three underlying layers this is reflected in the European Landscape Classification. The fact that the European Landscape Classification lacks information on the land use history is a limiting factor but was so far difficult to collect at the European scale. Maps 8/9 present a side-by-side comparison between LANMAP 1 with the same area selection of the European Natural Vegetation Map.

DTM	Definition	Name	PM	Definition	Name
1	0-100 m	Lowland (L)	1	River and Marine Alluvium	A
2	100-500 m	Hills (C)	3	Glacio-fluvial deposits	I
3	500-1500 m	Mountains (M)	4	Calcareous rocks	C
4	1500-2500 m	High mountains (H)	5	Soft clayey materials	L
5	2500 + m	Alpine (A)	6	Hard clayey materials and siltstone	H
			7	Sands	S
			8	Sandstone	R
			9	Soft loam	T
			11	Detrital formations	D
			12	Crystalline rocks and Magmatites	G
			13	Volcanic rocks	V
			14	Other rocks	X
			15	Organic materials	O

LC	Definition	Name
2	arable land	a
3	permanent crops	p
4	pastures	g
5	heterogeneous agric.	h
6	forest	f
7	shrubs	s
8	open spaces	b
9	wetlands	w

Extra codes	
6000 =	Non-Classified
6001 =	Urban
6002 =	Inland water
6003 =	Estuaries and Lagoons

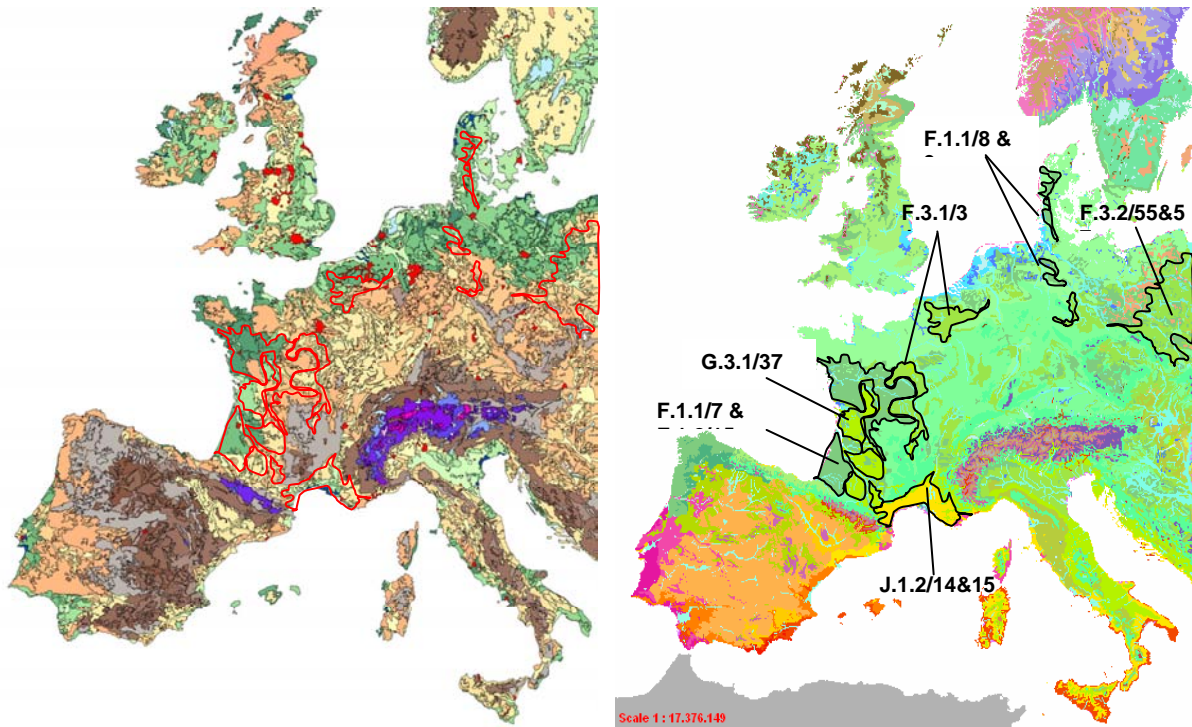
Example type:
LOg

Figure 3: Construction and symbology of the typology based on topography (DTM), parent material (PM) and land cover (LC) for LANMAP 1.

The main rationale for the selection of vegetation classes has been the consideration that different types and locations of forest communities provide the opportunity to get a first impression on how their boundaries related to landscape units as identified in LANMAP 1. The selection of specific types was done at random.

The overall impression from the comparison presented in Maps 8/9 is a rather good resemblance between major mapping units throughout most of the areas. Obviously, the aggregated colour-scheme of the Natural Vegetation Map only appears to have less detail – since only a portion of Europe has been selected (370 mapping units out of 700 are represented), there are almost twice as many as the 202 landscape types depicted in LANMAP 1. A visual analysis of the boundaries between mapping units point at a large degree of resemblance between vegetation and landscape units. Given the fact that for assessments, soil data and topography was playing a key role for the identification of area units, this resemblance does not come as surprise. With regard to reliability and accuracy of soil unit boundaries, it must be assumed that the Natural Vegetation Map is possibly based on more detailed and better researched national and regional sources, while LANMAP 1 is exclusively relying on a subset of the European Soil Database.

The selected vegetation units demonstrate that both maps must be considered as largely complimentary. The CORINE land cover information introduces more variety and entirely different characteristics to what once have been largely homogenous vegetation covers – especially with regard to Europe’s original dense forest cover. In most cases, the former forest vegetation such as the Atlantic and Aquitaine oak forests, but also the Central European sessile oak-hornbeam forests have been replaced in most lowlands by agricultural land use. A conspicuous exception is the extensive forest in Southwest France (Landes, south of valley of the Garonne and its affluents). However, the original Aquitaine pedunculate oak forests have been replaced by large plantations of *Pinus pinaster*, established for resin extraction. The heath landscape of Aquitaine was afforested in order to fix the



Maps 8/9: Map comparison between the European Landscape Typology LANMAP1 (MÜCHER et al. 2003) with the European Natural Vegetation Map (BOHN et al. 2000) – excerpts with high-lighted vegetation types:

- F 1.1/7:** Aquitanian pedunculate oak forests (*Quercus robur*),
- F 1.1/8:** Atlantic-subatlantic birch-pedunculate oak forests (*Quercus robur*, *Betula pendula*, *Populus tremula*)
- F 1.1/9:** Atlantic-subatlantic hygrophilous birch-pedunculate oak forests
- F 1.2/15:** Euscaldian & south Aquitanian mixed oak forests (*Quercus petraea*, *Q. robur*, partly *Q. pyrenaica*, *Sorbus torminalis*)
- F 3.1/34:** West French and Picard-Belgian mixed pedunculate oak-ash forests
- F 3.2/55:** Central European sessile oak-hornbeam forests mostly with *Fagus sylvatica*,
- F 3.2/57:** Central European sessile oak-hornbeam forests partly with *Tilia cordata*, few *F. sylvatica*,
- G 3.1/37:** Aquitanian mixed downy oak forests (*Quercus pubescens*, *Q. petraea*, *Q. robur*)
- J 1.2/14&15:** Provençal meso- and supra-Mediterranean holm oak forests (*Quercus ilex*)

coastal dunes between 1797 and 1865. In old decalcified coastal dunes these formations occur spontaneously. In 1936 only a very small area of heathland remained. In pine plantations the pedunculate oak has survived in sufficient amounts as single trees; in contrast, the Pyrenean oak only exists in scattered form.

Map 10 presents another, more detailed, comparison in the adjacent area of the basin of Rennes and Loire Atlantique, where the original West Armoric oak forests (F4) have been replaced by a variety of other land use types, namely heterogenous agriculture, arable lands, pastures and interspersed wetlands. The main landscape types in this former oak forest region are lowland alluvial landscapes and colline (hilly) areas on crystalline rocks and magmatites with relatively large diversity of agricultural land use.

Other selected examples demonstrate similar patterns: while also the larger Rhone delta and the western region of Poland show high land use diversity in comparison to the original vegetation cover,

the boundaries of current land use still capture much of the extent and location of the previous natural vegetation units, especially where these are determined by geo-morphological characteristics and/or water bodies.

4.4. Extended version of the European Landscape Map: LANMAP 2

LANMAP 1 had been considered as a prototype for initial testing and method development. Therefore an extended version covering pan-Europe has been realised in 2004 and is still further developed. The resulting European Landscape Map is presented in Map 11. In order to manage the extended data base, the three input data layers had to be further aggregated. However, initial comparisons between LANMAP 1 and LANMAP 2 showed that the changes with regard to the original landscape unit borders (LANMAP 1) can be considered as being within a tolerable range. The new approach includes reference to Alterra's Environmental Map of Europe that is largely based on climate assessment (see MÜCHER et al. 2003). LANMAP 2 (landscapemap_v12.shp) is an Arcview shape file with 14.000 landscape mapping polygons. Each of the 376 landscape types has a unique code and the landscape type itself is the LCC code. The LCC code is based on the climate zone, the dominant altitude class, parent material class and land cover class (see Figure 4). LANMAP 2 is currently being revised as part of the EU project "European Landscape Character Assessment Initiative" (ELCAI, WASCHER 2003).

5 Conclusions and Recommendations

5.1 General conclusions

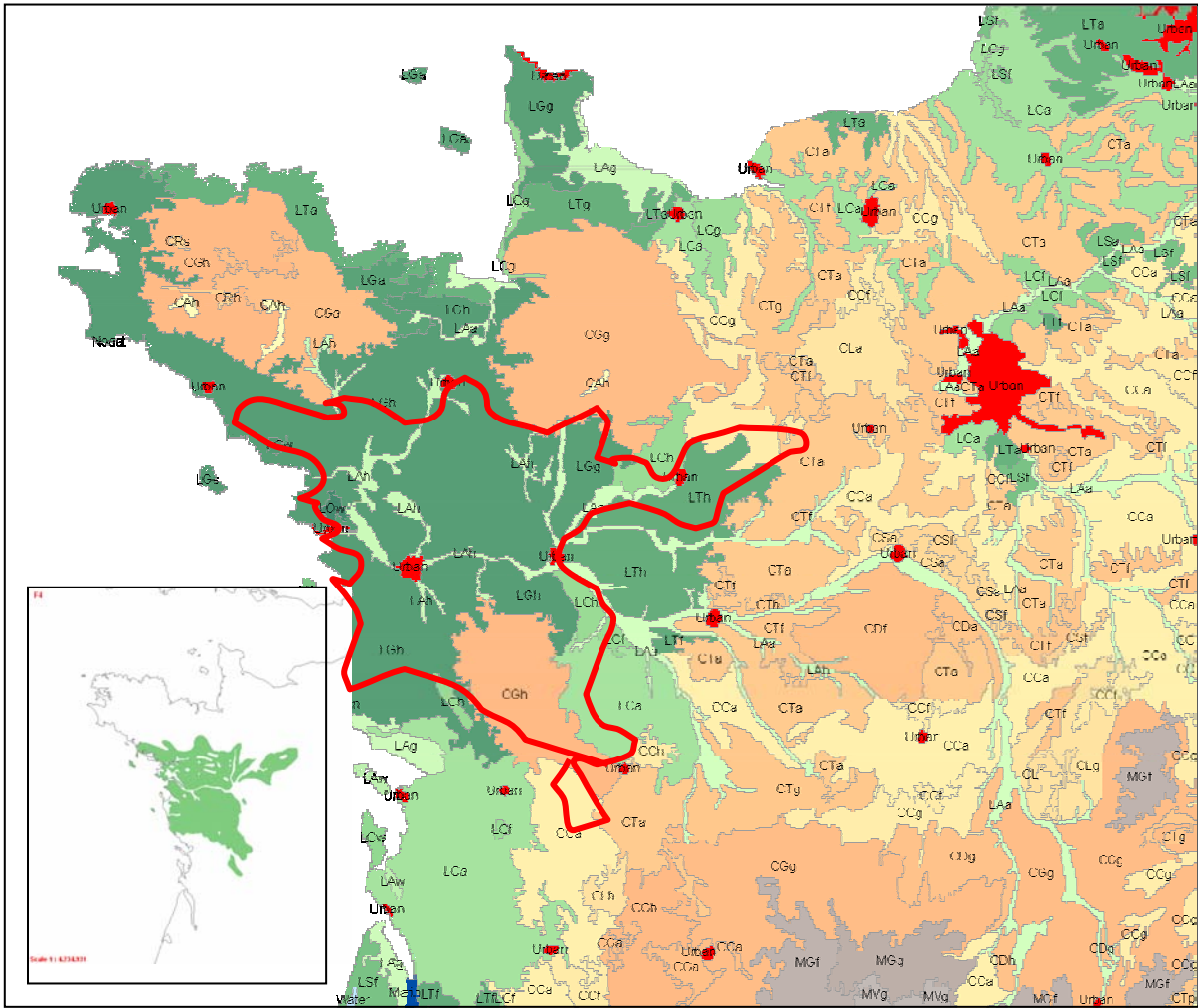
With regard to landscapes, we can conclude that natural vegetation provides not only insights on climax plant communities (in Europe mainly forest communities) as a measurement of naturally open versus naturally closed landscapes types, but also on a whole series of other natural parameters that are relevant at the landscape level, namely:

- Geology, soils ;
- Morphology and exposition;
- Hydrology;
- Climate; and
- Phytogeography and Biodiversity.

Since the development of plant communities is a direct function of the bio-physical processes that occur in and between soil, water and air – natural vegetation types can be considered as an aggregate indicator of the main environmental media and systems.

Beyond the indicative qualities – especially in hemerobie assessments – the section on biogeographic concepts has also demonstrated that natural vegetation is a key component in the identification of large and coherent holistic life-forms or biomes. The biogeographic dimension of Europe's natural vegetation as manifested in the map-project coordinated by the Bundesamt für Naturschutz has already played a substantial role in identifying European Ecological Regions.

With regard to the actual situation on the ground, namely today's land cover, any brief interpretation of natural vegetation data will prove the obvious, namely that human land use history has had such a profound impact on Europe's surface that there is for many parts of Europe hardly any resemblance to be found when comparing natural with *real* vegetation. And there are other problems. As VAN GILS



Map 10: Comparison of the vegetation unit F4 (West Armorian oak forests with *Quercus petraea*, *Q. robur*) with LANMAP 1 in the basin of Rennes, Loire Atlantique, Maine et Loire, Vendée, Deux Sevres, southeastern Morbihan. (Code explanations see Figure 3).

Unit codes LANMAP 1: Green colours = lowland; yellow and brown = hills; grey = mountains;

Examples:

LAh = Lowland river alluvium with heterogenous agriculture

LGh = Lowland chrystalline rocks & magmatites with heterogenous agriculture

LGw = Lowland chrystalline rocks & magmatites with wetlands

LTh = Lowlands soft loams with heterogenous agriculture

CGa = Hilly chrystalline rocks & magmatites with arable land

CGg = Hilly chrystalline rocks & magmatites with pastures

CGh = Hilly chrystalline rocks & magmatites with heterogenous agriculture

(1993) observes: “Natural vegetation is notoriously difficult to distinguish from human induced vegetation. Even in ‘natural’ tropical rain forest relicts of recent cultivation or man-made forest fires are common. The distinction between the natural and man-made savannahs, prairies, steppes and the like is nearly impossible given the formative and irreversible role of herbivore and burning, more so their combination. The same holds for man-made versus climatic deserts. Moreover, the – often wrongly – inferred vegetation quality ‘natural’ is meaningless for most, if not all, functions of vegetation. Consequently the term ‘natural’ vegetation should be avoided.”

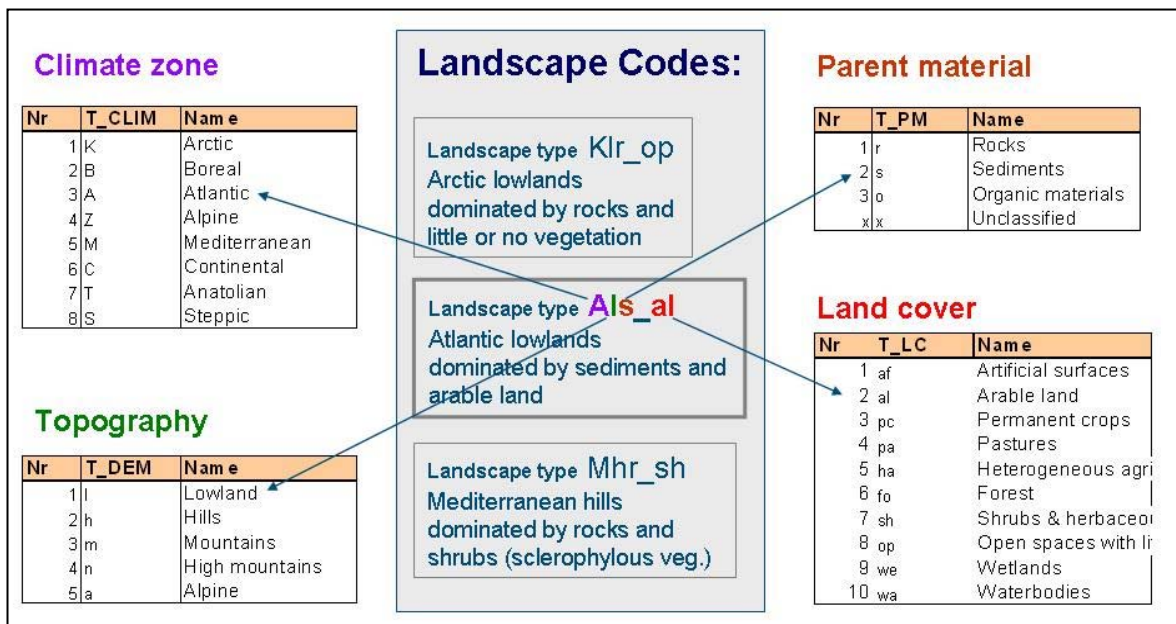


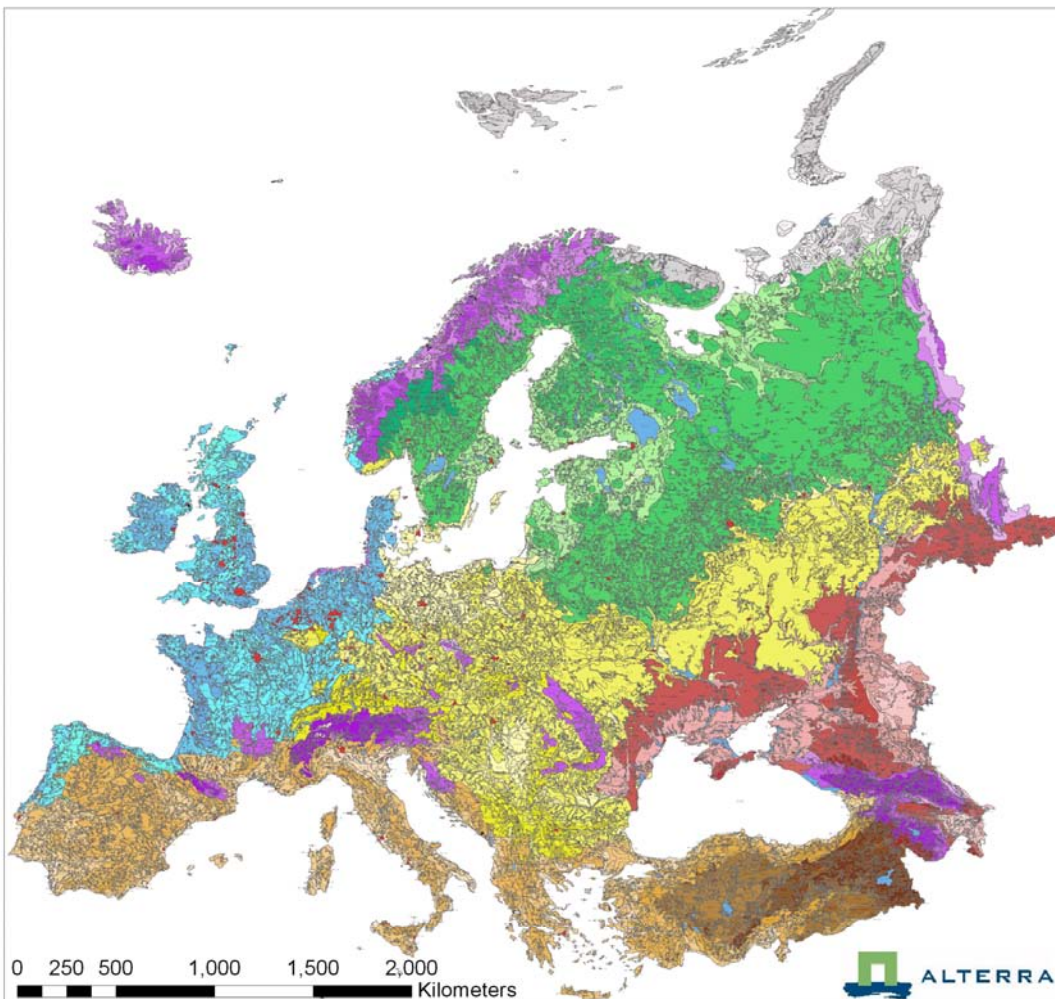
Figure 4: Coding system for LANMAP 2 landscape typology based on climate zone, topography, parent material and land cover.

Though these problems need adequate attention, the previous sections have illustrated that natural vegetation deserves more credits. After all, there is ample evidence that natural vegetation provides a wide range of ecological, biogeographic and environmental information. Nevertheless, the question remains whether natural vegetation can also become instrumental when identifying cultural landscape units at the European level. Here practitioners and planners should in deed be careful. A European landscape typology that does not reflect actual human land use and visible landscape characteristics is not likely to meet European policy requirements as it would not relate to the socio-economic reality as well as to the people's everyday environment. In those European regions, however, that are characterised by a rather undisturbed environment (e.g. boreal and alpine regions), information on the natural vegetation might serve as an additional source when identifying regional differences.

Though there is not yet sufficient European-wide overview on landscape mapping, it can be argued that the examples from England, Norway and the Netherlands are likely to be representative for the overall situation. Landscape mapping at the national level is mainly focused on the identification of cultural attributes and patterns that are of special values from the policy point of view. Natural vegetation data is hence not a primary criteria for identifying key landscape types, though it does play a very important role for defining the biogeographic/ecological context in which landscape types are located.

The overlay comparisons between the European Map of Natural Vegetation (BOHN et al. 2000) with European landscape maps such as by MEEUS (1993) and MÜCHER et al. (2003) confirmed that the ecosystem-dimension of the natural vegetation data offers the opportunity for validating and re-interpreting hierarchical concepts of landscape typologies, especially if these reflect larger biogeographic divisions.

Pan-European Landscape Map (LANMAP2)



Legend

lanmap2v08

<-all other values>

Masks

URBAN

FLATS

WABOD

1.Arctic

Kir_to

Kir_sh

Kir_op

Kir_we

Kir_wa

Kis_to

Kis_sh

Kis_we

Kis_wa

Klo_to

Klo_sh

Klo_op

Klo_we

Klo_wa

Klx_to

Klx_sh

Klx_wa

Khr_to

Khr_sh

Khr_op

Khr_we

Khr_wa

2. Boreal

Bir_to

Bir_sh

Bir_op

Bir_we

Bir_wa

Bls_to

Bls_sh

Bls_op

Bls_we

Bls_wa

Blo_to

Blo_sh

Blo_op

Blo_we

Blo_wa

Bmr_to

Bmr_sh

Bmr_op

Bmr_we

Bmr_wa

Bms_to

Bms_sh

Bms_op

Bms_we

Bms_wa

Bhr_to

Bhr_sh

Bhr_op

Bhr_we

Bhr_wa

3. Atlantic

Ahr_to

Ahr_sh

Ahr_op

Ahr_we

Ahr_wa

Aho_to

Aho_sh

Aho_op

Aho_we

Aho_wa

Alo_to

Alo_sh

Alo_op

Alo_we

Alo_wa

Ams_to

Ams_sh

Ams_op

Ams_we

Ams_wa

Ahr_to

Ahr_sh

Ahr_op

Ahr_we

Ahr_wa

Ahr_to

Ahr_sh

Ahr_op

Ahr_we

Ahr_wa

4. Alpine

Zhr_to

Zhr_sh

Zhr_op

Zhr_we

Zhr_wa

Zho_to

Zho_sh

Zho_op

Zho_we

Zho_wa

Zmr_to

Zmr_sh

Zmr_op

Zmr_we

Zmr_wa

Zms_to

Zms_sh

Zms_op

Zms_we

Zms_wa

Zms_to

Zms_sh

Zms_op

Zms_we

Zms_wa

Zms_to

Zms_sh

Zms_op

Zms_we

Zms_wa

5. Mediterranean

Mhr_to

Mhr_sh

Mhr_op

Mhr_we

Mhr_wa

Mmr_to

Mmr_sh

Mmr_op

Mmr_we

Mmr_wa

Mms_to

Mms_sh

Mms_op

Mms_we

Mms_wa

Mms_to

Mms_sh

Mms_op

Mms_we

Mms_wa

Mms_to

Mms_sh

Mms_op

Mms_we

Mms_wa

Mms_to

Mms_sh

Mms_op

Mms_we

Mms_wa

6. Continental

Cis_to

Cis_sh

Cis_op

Cis_we

Cis_wa

Cmr_to

Cmr_sh

Cmr_op

Cmr_we

Cmr_wa

Cms_to

Cms_sh

Cms_op

Cms_we

Cms_wa

Cms_to

Cms_sh

Cms_op

Cms_we

Cms_wa

Cms_to

Cms_sh

Cms_op

Cms_we

Cms_wa

Cms_to

Cms_sh

Cms_op

Cms_we

Cms_wa

7. Anatolian

Tas_to

Tas_sh

Tas_op

Tas_we

Tas_wa

Tmr_to

Tmr_sh

Tmr_op

Tmr_we

Tmr_wa

Tms_to

Tms_sh

Tms_op

Tms_we

Tms_wa

Tms_to

Tms_sh

Tms_op

Tms_we

Tms_wa

Tms_to

Tms_sh

Tms_op

Tms_we

Tms_wa

Tms_to

Tms_sh

Tms_op

Tms_we

Tms_wa

8. Steppic

Sir_to

Sir_sh

Sir_op

Sir_we

Sir_wa

Ssr_to

Ssr_sh

Ssr_op

Ssr_we

Ssr_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

LS_COD

Sir_to

Sir_sh

Sir_op

Sir_we

Sir_wa

Ssr_to

Ssr_sh

Ssr_op

Ssr_we

Ssr_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

NODAT

Sir_to

Sir_sh

Sir_op

Sir_we

Sir_wa

Ssr_to

Ssr_sh

Ssr_op

Ssr_we

Ssr_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

Sss_to

Sss_sh

Sss_op

Sss_we

Sss_wa

C.A. Mucher, J. Klijn, A. Koomen and D.

5.2 Recommendations for future applications

European data on the (potential) natural vegetation offer a wide range of applications in the field of landscape mapping and assessment at the European level. However, the review of existing national and international approaches have also demonstrated, that the methodological opportunities and limitations of natural vegetation data must be well understood if policy objectives and use needs shall be met. The discussion of concepts and approaches implies that the requirements for developing a landscape typology differ quite clearly from those for landscape assessments. The following recommendations for future applications of natural vegetation data are hence divided into two sections:

European landscape typology and mapping

- Information on the global and European distribution and character of vegetation has always been one of the priority data sources for the identification of biogeographic entities – may these be life-form units, biomes or ecological regions. As such, vegetation data contributes substantially towards providing an umbrella-type set of area systems where landscape units can be associated with or can geographically be ‘nested’ in;
- Especially in those European regions where human land use has not altered the vegetation in substantial ways, e.g. in the arctic, boreal, alpine or other mountain regions, vegetation units at the level of communities and their geographic variants provide an extremely helpful tool for subdividing larger landscapes into ecologically homogenous subunits;
- Data on the natural vegetation provides important information when building the hierarchical main structure of a landscape typology and when characterising the different levels in terms of the biological potential.
- Natural vegetation can provide indicative information on semi-natural habitats and their associated traditional production schemes, and hence map out existing and potential areas of agricultural landscapes – if correctly interpreted.
- Because natural vegetation data can be very different – especially in Europe – from the real vegetation as defined by contemporary land use and resource management, there is only limited use for the purpose of identifying geographical cultural landscape units (at the lower level of the hierarchy) that are policy-relevant, recognisable and socio-economically accepted.

European landscape assessment and monitoring

- Information on the natural vegetation of Europe – especially with a level of detail and geographic differentiation as documented in the work by BOHN et al. (2000), is of outmost relevance for future landscape assessment and monitoring at the European level as it provides the opportunity to be used for assessing the actual vegetation and land use within a given landscape unit.
- Through the further development and systematic application of the ‘hemerobie’ concept it will be possible to instrumentalise natural vegetation data as a reference base for assessing the human-cultural influence on the one hand and the role of abiotic factors on the other hand. Such assessments can provide valuable information for measuring the carrying capacity of current ecosystems and for understanding the driving force – pressure – state relations in certain environmental settings.

- Natural vegetation data will also allow developing models for assessing the potential biodiversity of landscapes and to compare it to the actual biodiversity as determined by human land use. This will be especially important when advancing in the discussion on the value of 'second-hand' ecological values (e.g. habitat quality of cultural landscapes) in comparison with the natural biodiversity of a site.
- Natural vegetation data and its close functional relation with climax vegetation concepts allows to develop socio-economic and perception scenarios at the regional/local level regarding future perspectives of landscape development in the light of changing land use policies that are increasingly guided by supra-national decision making by WTO/OECD and the European Commission.
- As the development of landscape typologies and indicators is mainly targeting at the establishment of monitoring activities in support of environmental reporting, information on the natural vegetation can provide an important function as baseline data for measuring changes and trends.

As these recommendations demonstrate, there is to recognise a wide range of future applications for natural vegetation data in both fields of landscape typology and map development as well as in landscape assessment and monitoring.

References

- AALEN, F.H.A.; WHELAN, K. & STOUT M. (1997): Atlas of the Irish Rural Landscape. – Cork (Cork University Press) 352 p.
- BERNES, C. (1993): The Nordic Environment - Present State, Trends and Threats. Nord 1993:12. Nordic Council of Ministers. – Stockholm (The Nordic Council), p.142.
- BOHN, U. (1995): International project for the construction of a map of the Natural Vegetation of Europe at a scale of 1 : 2.5 million – its concept, problems of harmonization and application for nature protection. – In: GÉHU, J.-M. [Red.]: Large area vegetation surveys, Bailleul 1994. – Colloq. Phytosoc. **23** [1994]: 23-45.
- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BUNCE, R.G.H.; BARR, C.J.; CLARKE, R.T.; HOWARD, D.C. & LANE, A.M.J. (1996): Land Classification for Strategic Ecological Survey. – Journal of Environmental Management 47: 37-60.
- BUNCE, R.G.H.; TRANTER, R.B.; THOMPSON, A.M.M.; MITCHELL, C.P. & BARR, C.J. (1984): Models for predicting changes in rural land use in Britain. – In: JENKINS, D. (Ed): Agriculture and the Environment. (= ITE Symposium No. 13). – Cambridge (Cambridge: Institute), p. 37-44.
- CEC (2000): From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union. DG AGRI, EUROSTAT, the Joint Research Centre (Ispra) and the European Environmental Agency. Report carried out by the different teams based on the CORINE Land Cover inventory. – Luxembourg.
- COUNTRYSIDE AGENCY AND SCOTTISH NATURAL HERITAGE 2001: Landscape Character Assessment - Guidance for England and Scotland. – Countryside Agency Publications, 84 p.
- COUNCIL OF EUROPE (2000). European Landscape Convention - Explanatory Report & Convention. – Florence.

- COUNCIL OF EUROPE, UNEP & ECNC (1995): Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy, prepared by the Council of Europe, United Nations Environmental Programme and the European Centre for Nature Conservation. Submitted at the Ministerial Conference "Environment for Europe", Sofia, Bulgaria, 23-25 October 1995, organised by UNECE, doc.: ECE/CEP/23.
- COX, C.B. & MOORE, P.D. (1973): Biogeography. An Ecological and Evolutionary Approach. – Oxford (Blackwell Scientific Publications) 245 p.
- CSATI, E. (1980): Land use maps of Europe (1:2 500 000). – Budapest (Cartographia Budapest).
- DONIȚĂ, N. (1999): Über den ökologischen Inhalt der Vegetations- und Waldkarten. – Phytocoenosis 11: 169-171.
- DURY, G.H. (1973): The British Isles. Fifth Edition. – London (Heinemann Educational Books), 365 p.
- ELLENBERG, H.(1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. – Stuttgart (Ulmer Verlag) 990 S.
- EMBLETON, C. (1984): Geomorphology of Europe. – London (MacMillan Publishers).
- FORTESCUE, J.A.C. (1980): Environmental Geochemistry: A Holistic Approach. (= Ecological Studies 35). – New York, Heidelberg, Berlin (Springer Verlag).
- GHRADJEDAGHI, B.; HEIMANN B.; LENZ, K.; MARTIN, C.; PIEPER, V.; SCHULZ A.; VAHABZADEH, A.; FINCK, P. & RIECKEN, U. (2004): Verbreitung und Gefährdung schutzwürdiger Landschaften in Deutschland. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben des Bundesumweltministeriums „Verbreitung und Gefährdung schutzwürdiger Landschaften als Grundlage für die Entwicklung eines bundesweiten Biotopverbundsystems“ (FKZ 899 85 079). – Bonn (Bundesamt für Naturschutz).
- GRABHERR, G. & KOJIMA, S. (1993): Vegetation Diversity and Classification Systems. – In: SOLOMON, A.M. & SHUGART, H. (Eds.): Vegetation Dynamics and Global Change. – London, New York (Chapman & Hall), p. 218-232.
- GRABHERR, G.; KIRCHMEIR, H.; KOCH, G. & REITER, K. (1994): MAB – Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Endbericht 1992/1993. – Wien (Österreichische Akademie der Wissenschaften) 48 p.
- INTERNATIONAL GEOLOGICAL CONGRESS/COMMISSION FOR THE GEOLOGICAL MAP OF THE WORLD (1971): International Geological Map of Europe and the Mediterranean Region 1 : 5.000.000. Eastern Sheet. – Hannover (Bundesanstalt für Bodenforschung/UNESCO [Hrsg.]).
- INTERNATIONAL GEOLOGICAL CONGRESS/COMMISSION FOR THE GEOLOGICAL MAP OF THE WORLD (1971): International Geological Map of Europe and the Mediterranean Region 1:5.000.000. Western Sheet. – Hannover (Bundesanstalt für Bodenforschung/UNESCO [Hrsg.]).
- KLIJN, J. & VOS, W. (2000): From Landscape Ecology to Landscape Science. Proceedings of the European congress "Landscape Ecology: things to do – Proactive thoughts for the 21st century", organised in 1997 by the Dutch Association for Landscape Ecology (WLO) on the occasion of its 25th anniversary. – Wageningen (WLO) 163 p.
- KOSTROWICKI, J. (1984): Types of agriculture of Europe (1:2.500.000). – Warsaw (Polish Academy of Sciences).
- KOWARIK, I. (1985): Zum Begriff "Wildpflanzen" und zu den Bedingungen und Auswirkungen der Einbürgerung hemerochorer Arten. – Publ. Naturhistor. Gen. Limburg 35: 8-25.
- KRAUSE, C. & KREISEL-FONCK, A. (1999): Landschaftsindikatoren: landschaftsästhetische und naturhaushaltliche Eigenart europäischer Landschaften. – Institut for Landscape Ecology and Landscape Planning, RWTH Aachen, Germany (ELISA project report, unpublished).
- LEBEAU, R. (1969): Les grands types de structures agraires dans le monde. Initiations aux études de géographie. – Paris (Masson).
- LNV (1992): Nota Landschap. Regeringsbeslissing Visie Landschap. – Den Haag (Ministerie van Landbouw, Natuur en Visserei (LNV)).

- LUC (1999): Glasgow and the Clyde Valley Landscape Assessment.[by Land Use Consultance] No 119. Scottish Natural Heritage, Edinburgh. – In: COUNTRYSIDE AGENCY AND SCOTTISH NATURAL HERITAGE (Eds.): Landscape Character Assessment – Guidance for England and Scotland. – Countryside Agency Publications, 84 p.
- MEEUS, J.H.A. (1993): The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. – Amsterdam (Elsevier Science publishers B.V.) – The Science of the Total Environment 129: 171-190.
- MEEUS, J.H.A (1995): Pan-European landscapes. – Landscape and Urban Planning 31: 57-79.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. [Hrsg.] (1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 2 Bände. – Bonn-Bad Godesberg (Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung) 1339 S.
- MILANOVA, E.V. & KUSHLIN, A.V. [Eds.] (1993): World Map of Present-day Landscapes. An explanatory guide. – Department of World Physical Geography and Geoecology, Moscow State University, in collaboration with UNEP, 25 p. + annexes.
- MÜCHER, C.A.; BUNCE, R.G.H.; JONGMAN, R.H.G.; KLIJN, J.A.; KOOMEN, A.; METZGER, M. & WASCHER, D.M. (2003): Identification and Characterisation of Environments and Landscapes in Europe. – Wageningen (Alterra, Green World Research, Alterra-Report 832) 113 p.; 33 figures, 19 tables, 102 refs.
- NOIRFALISE, A. (1989): Paysages. L'Europe de la diversité. – Luxembourg (Commission of the European Communities).
- OECD (1999): OECD Conference Proceedings: Environmental Indicators for Agriculture Volume 2: Issues and Design – The York Workshop. – Paris (OECD) 216 p.
- PAINHO, M. & AUGUSTO, G. (2005, in diesem Band): A Digital Map of European Ecological Regions. – In: BOHN, U.; HETTWER, C. & GOLLUB, G. [Bearb./Ed.]: Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas / Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz).
- PARRIS, K. (2002): Measuring the Multifunctionality of Agricultural Landscapes – Policy Tools and Requirements in OECD Countries, paper presented on the IALE European Conference, 17th - 20th October 2000 in Roskilde, Denmark. – Conference Proceedings (in print).
- PEDROLI, G.B.M.; JONGMAN, R.H.G.; KLIJN, J. & WASCHER, D.M. (2001): Position Paper on Landscape Europe – International Centre of Landscape Expertise. – Wageningen (Internal Report, Alterra - Green World Research).
- PISARENKO, A. (1993): Russian boreal forests and global biosphere stability. Report of meeting held in Geneva, 15-18 March 1993. – Geneva (UNEP).
- PRENTICE, C.; CRAMER, W.; HARRISON, S.P. & LEEMANS, R. (1992): A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. – Journal of Biogeography 19: 117-134.
- PUSCHMANN, O. (1998): The Norwegian landscape reference system - use of different sources as a base to describe landscape regions. – Report 12/98, Ås: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging / Norwegian Institute of Land Inventory (NIJOS).
- SCHAMINÉE, J. (1999): Nieuwe wegen voor de plantensoziologie: toepassingen op het niveau van het landschap. De vegetatie van Nederland. Verleden – heden – toekomst. – Wageningen (Alterra).
- SCHLÜTER, H. (1991): Mosaiktypen des Natürlichkeitsgrades der heutigen aktuellen Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Phytocoenosis 3(2): 273-278.
- SCHUBERT, R. (1985): Bioindikatoren in Terrestrischen Ökosystemen. – Jena (Fischer Verlag).
- STANNERS, D. & BOURDEAU, P. (Eds.) (1995): Europe's Environment – The Dobříš Assessment. – Copenhagen (A Report of the European Environment Agency) 680 p.

- SUKOPP, H. (1969): Der Einfluß des Menschen auf die Vegetation. – *Vegetatio* 17: 360-371.
- SUKOPP, H. (1972): Wandel von Flora and Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – *Berichte über Landwirtschaft* 50: 112-139.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – *Angewandte Pflanzensoziologie (Stolzenau/Weser)* 13: 5-42.
- VAN GILS, H.A.M.J. (1993): Vegetation Classification. A review for harmonisation of maps. Discussion paper prepared by Dr. H.A.M.J. van Gils for the UNEP-HEM/WCMC/GCTE Preparatory Workshop on Vegetation Classification, to be held in Charlottesville, Virginia, USA 24-26 January 1993.
- VERVLOET, J. & SPEK, T. (1998): Mapping the European cultural landscape (1:10 million): possibilities and challenges. Paper presented at the Workshop on Sustainable Landscape and Vegetation Changes, Stockholm, 10-12 December 1998. – Wageningen (Alterra, unpublished).
- VERVLOET, J. (2000): Pan-European Landscape Map – The Physical Geographic Map of Europe, Theoretical backgrounds nad regional description. First phase of a project implemenation in the framework of Action Theme 4 of PEBLDS. – Wageningen (Alterra – Green World Research).
- VOS, W. (2000): A history of European Landscape painting. – In: KLIJN, J. & VOS, W.: From Landscape Ecology to Landscape Science. Proceedings of the European congress "Landscape Ecology: things to do - Proactive thoughts for the 21st century", organised in 1997 by the Dutch Association for Landscape Ecology (WLO) on the occasion of its 25th anniversary. – Wageningen (WLO) 163 p.
- WASCHER, D.M.; PIORR, H.-P. & KREISEL-FONCK, A. (1998): Agri-environmental Indicators for Landscapes. Paper developed in contribution to the OECD Workshop on Agri-environmental Indicators on September 21-24, York, UK, 1998. – Tilburg (European Centre for Nature Conservation).
- WASCHER, D.M. [Ed.] (2000): Agri-environmental Indicators for Sustainable Agriculture. Report from the EU Concerted Action Project FAIR5-PL97-3448. – Tilburg (European Centre for Nature Conservation) 200 p.
- WASCHER, D.M. & JONGMAN, R.H.G. [Eds.] (2002): European landscapes - classification, evaluation and conservation. – Copenhagen (EEA, Environment Technical Reports) (in press).
- WASCHER, D.M. (2003): European Landscape Character Assessment Initiative. EU Accompanying Measure Project. 5th EU Framework Programme. – Wageningen (Interim Report. Alterra), (not published).
- WASCHER, D.M. (2004): Landscape Indicator Development: Steps towards a European approach. – In: JONGMAN, R. (Ed.): The New Dimensions of the European Landscape. Proceedings of the Frontis workshop on the future of the European cultural landscape Wageningen, The Netherlands 9-12 June 2002. – Wageningen UR Frontis Series Nr. 4 (Dordrecht, Kluwer Academic Publishers), p. 237-252.

Author's address:

Dirk M. Wascher
 Senior Researcher
 Alterra
 P.O.Box 247
 6700 AA Wageningen
 THE NETHERLANDS
 E-mail: D.M.Wascher@Alterra.Wag-ur.nl

Vegetation Classification for the Map “Zones and altitudinal zonality types of the vegetation of Russia and adjacent territories”

Die Vegetationsgliederung in der Karte „Vegetationszonen und Höhenstufen in Rußland und angrenzenden Gebieten“

GALINA N. OGUREEVA

Abstract

The map ‘Zones and altitudinal zonality types of the natural vegetation of Russia and adjacent territories’ is presented. The vegetation units of this map correspond with the basic zonal boundaries on the Map of the Natural Vegetation of Europe. The scientific concept of this map was to display the general patterns of distribution of the vegetation cover on plains and in altitudinal belts in mountains and their regional characteristics. On this map the spatial patterns of the large-scale vegetation types correspond to the current climatic and landscape conditions. The classification and outline of the zonal vegetation on plains was verified by the results of recent research. For the first time, the mountain vegetation was classified into altitudinal zonality types. Special attention was given to the characteristics of vegetation macrostructures and the description of their floristic and coenotic components.

The map, which has been compiled at a scale of 1: 8 million, contains 242 mapping units, including 78 units of lowland vegetation and 180 units of mountain vegetation.. The plain vegetation comprises 5 zones, 15 subzones, and 78 geographic variants of plant formations, including 35 units of eastern European vegetation. The mountain vegetation consists of 77 altitudinal zonality types with 37 geographic variants and 66 subtypes. The altitudinal zonality types are assigned to 5 classes, 10 subclasses and 25 groups of vegetation units. The mountain vegetation of eastern Europe comprises 37 mapping units.

This map is part of a larger map collection prepared in the framework of providing cartographic materials and databases for teaching at Russian universities in the fields of ecology, biology and geography.

Zusammenfassung

Die Karte der „Zonen und Höhenstufen der natürlichen Vegetation Rußlands und angrenzender Gebiete“ wird vorgestellt. Die Vegetationseinheiten dieser Karte stimmen weitgehend mit den zonalen Haupteinheiten der Karte der natürlichen Vegetation Europas überein. Das wissenschaftliche Konzept der vorgestellten Karte zielt darauf ab, die allgemeinen Gesetzmäßigkeiten der zonalen Gliederung der natürlichen Vegetation in ebenen Lagen und die Höhenstufengliederung in den Gebirgen sowie die regionalen Besonderheiten darzustellen. Die in der Karte wiedergegebenen Gesetzmäßigkeiten der räumlichen Verbreitung der Vegetations-Makrostrukturen fußen auf den heutigen Klimabedingungen und dem derzeitigen Landschaftspotential.

Die Gliederung und Abgrenzung der zonalen Vegetation in ebenen Lagen beruht auf aktuellen Forschungsergebnissen, und die Gebirgsvegetation wird hier erstmalig in Höhenstufen unterteilt.

Besonderes Augenmerk wird dabei auf die Charakterisierung der Vegetations-Makrostrukturen (Formationen) und auf die Beschreibung ihrer floristischen und soziologischen Eigenart gerichtet.

Die Karte im Maßstab 1:8 Mill. enthält 242 Kartierungseinheiten, von denen 78 im Tiefland und 180 Einheiten in Gebirgen vorkommen. Die Vegetation des Tieflandes gliedert sich in 5 Zonen, 15 Subzonen und 78 geographische Varianten, von denen 35 in Osteuropa vorkommen. Die Höhenstufen in den Gebirgen umfassen 77 Einheiten mit 37 geographischen Ausbildungen und 66 Untereinheiten, die zu 5 Klassen, 10 Unterklassen und 25 Gruppen zusammengefaßt sind.

Diese Karte ist Teil einer Kartenserie, die im Rahmen des Programms „Anwendung der Kartographie in der Hochschulausbildung in den Fächern Ökologie, Biologie und Geographie an den Universitäten Rußlands“ angefertigt wird.

1 Introduction

Every vegetation map captures a certain stage in the phytogeographic exploration of the area mapped. Likewise, the map discussed here is based on new, recently collected cartographic data on the phytogeography of the vegetation of plains and in the mountain belts. It is also derived from many years of research by myself and my colleagues on the natural vegetation in different regions of Russia. In addition, a series of publications on the assignment of altitudinal zonality types (LAVRENKO 1964; STANUKOVICH 1973; SOCHAVA 1980) have made it possible to present the main patterns of zonal and altitudinal vegetation units and their regional variants.

Based on temperature, moisture regimes and differences in landforms, the territory of Russia was successively mapped using a proposed framework of regional vegetation macrostructures. The diversity of regional phytostructures was determined not only by a combination of local factors, which can be depicted at the scale of a region, but also by the historical development of an area. On this map, **geographical variants** of zonal and subzonal formations are the basic mapping units of plains. Mountain vegetation, however, is classified by **altitudinal zonality types**, aggregated into regional groups and classes.

The aims and purposes for the construction of this map were:

- to show zonal patterns of vegetation distribution on plains;
- to show patterns of the distribution of altitudinal belts within the vegetation cover of mountain areas;
- to show spatial patterns of vegetation macrostructures;
- to show the regional characteristics of the combinations of plant communities;
- to characterize the vegetation macrostructures and disclose their floristic and coenotic features.

2 Zonal characteristics of the vegetation cover

Climatic factors such as temperature and precipitation determine the main characteristics of vegetation zones. **Phytogeographic zones** – as the main units of latitudinal differentiation of natural vegetation – are characterized by the prevalence of one or several types of zonal vegetation corresponding to the climatic conditions. Each zone also includes plant communities representing azonal vegetation. Normally they are secondary in importance to the main zonal type, but in certain parts of a zone they can dominate, as for example mires in the taiga zone of western Siberia. Zones are therefore

characterized by zonal vegetation in combination with azonal plant communities such as those of mires, floodplains, and coastal or saline areas.

Five main zones are recognized for Russia (from north to south): **A – Tundra**, **B – Taiga (boreal coniferous forests)**, **C – Deciduous broad-leaved forests and forest steppes**, **D – Steppes**, and **E – Deserts** (see Figure 1).

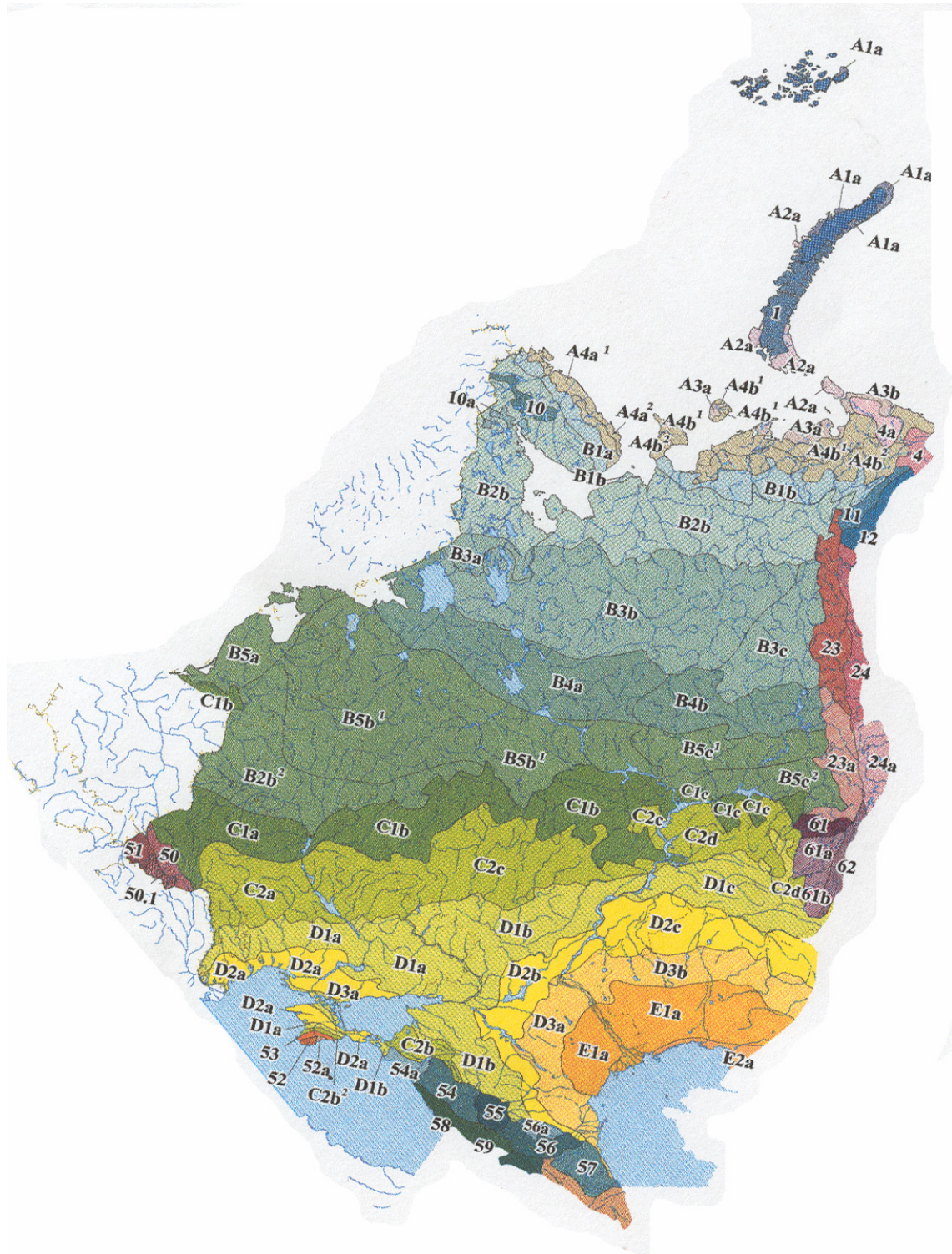


Figure 1: Map “Zones and altitudinal zonal types of vegetation of Russia and adjacent territories”, scale 1:8,000,000. (Ogureeva et al. 1999)

Subzones reflect the latitudinal change of the vegetation cover within the limits of a zone. The subzones, in turn, can be further subdivided into latitudinal belts. However, there are not sufficient data at the present time for the allocation of latitudinal belts in all subzones. Accordingly, regional map segments are provided only in certain subzones or parts of them. For example, there are two belts in the subzone of mixed coniferous and coniferous – broad-leaved forests of eastern Europe (B5¹ and B5²). The northern belt (B5¹) is distinguished by the prevalence of spruce forests coupled with broad-leaved trees in the second layer. In the southern section (B5²), stands occur with mixed spruce, oak, and lime trees in the first layer of the forests.

Fifteen subzones have been classified on the map. In eastern Europe, the main zones contain the following subzones, respectively: **A**: high arctic, arctic, typical and arctic shrub tundras; **B**: forest tundra, northern, middle, and southern taiga (coniferous forests) and subtaiga (mixed broad-leaved-coniferous forests); **C**: broad-leaved forests, forest steppes; **D**: northern (forb-bunchgrass), middle (dry grass) and southern (desert) steppes; **E**: northern lowland plain and southern foothill deserts.

In each subzone, regional variation in combinations of plant communities of different formations exists along a gradient from west to east. This is due to differences in climate, relief, lithology and flora. These geographic variants are named after certain geographical localities or landscapes, and are indicated on the map by small letters. Plant species were selected to characterize the main peculiarities of subunits – subzones and regional combinations of plant formations.

The **boreal coniferous forests (B - taiga zone)**, for example, are characterized by the dominance of both dark and light coniferous forests: spruce, Siberian fir, Siberian pine, Scots pine, and larch forests. The zone is divided into **five subzones**: forest tundra (B.1), northern (B.2), middle (B.3), and southern (B.4) taiga, and subtaiga or mixed broad-leaved-coniferous forests (B.5). The **subzone of southern taiga (B.4)**, encompassing dwarf-shrub and herb-moss coniferous forests in combination with mires, is in turn divided into five geographical variants: The **Eastern European variant** (B.4a) with spruce (*Picea abies*) and pine (*Pinus sylvestris*) forests with *Oxalis acetosella* and nemoral herbs (*Galeobdolon luteum*, *Hepatica nobilis*, *Stellaria holostea*, *Pulmonaria obscura*); the **pre-Ural variant** (B.4b) consisting of spruce and fir-spruce (*Picea obovata*, *Abies sibirica*) forests with nemoral herbs (*Pulmonaria obscura*, *Asarum europaeum*, *Aegopodium podagraria*) and Siberian tall forb species (*Aconitum septentrionale*, *Crepis sibirica*, *Cacalia hastata*); the **Western Siberian variant** (B.4c) with fir-spruce (*Picea obovata*), Siberian pine-fir (*Abies sibirica*, *Pinus sibirica*), and pine forests (*Pinus sylvestris*) with an herb (*Carex macroura*, *Circaea alpina*)-moss layer; the **Central Siberian variant** (B.4d) with larch (*Larix sibirica*), pine (*Pinus sylvestris*) and fir - spruce forests with an herb-dwarf-shrub (*Carex macroura*, *Vaccinium uliginosum*)-moss layer; and the **East Siberian - Far East variant** (B.4e) with larch (*Larix gmelinii*), and pine (*Pinus sylvestris*) forests with a shrub layer (*Rhododendron dauricum*, *Ledum palustre*).

On the map of Russia, 78 geographical variants of the zonal plant formations have been delineated. They fit into the scheme of FAO Ecological Zoning Levels 1 and 2 (see Table 1).

Table 1: FAO Global Ecological Zoning - Look-up table for Russia.

EZ Level 1	EZ Level 2			
Domain	FAO Ecological Zone	Climate (FAO Code)	Corresponding regional vegetation class	Regional variants of vegetation
Temperate	Continental deciduous broad-leaved and mixed forests	Continental (TeDc)	Broad-leaved forests	Central European – oak, oak-hornbeam, beech forests East European – oak, oak-lime, ash, pine forests Trans-Volga – oak, oak-lime forests Far East – mixed broad-leaved – coniferous forests
			Forest steppes	Caucasus – oak forest steppes East European – oak-lime forest steppes Trans-Volga – maple, oak-lime forest steppes West Siberian – birch-aspen forest-steppes Far East – oak forest-steppes
	Steppes	Semi-arid (TeBSk)	Temperate steppes	Northern – herb-rich grass steppes (East-Europaen, Trans-Volga, West Siberia) Middle – (dry grass steppes) steppes (East-European, Trans-Volga - Kazakhstan, Dauria-Mongolian) Southern – desert (dwarf semishrub - grass steppes) steppes (Caspian Sea region, Trans-Volga - West Kazakhstan, East Kazakhstan)
	Deserts	Arid (TeBwk)	Temperate deserts	Northern – dwarf semishrub, psammophytic shrub deserts (Caspian Sea region; North Aral Sea region, Central North Turan) Middle – dwarf semishrub, petrophytic and psammophytic shrub deserts (West –North Turan, Central North Turan, East-North Turan) Southern – psammophytic shrub, dwarf semishrub deserts (West-South Turan)

3 Characteristics of the mountain vegetation

The integration of latitudinal and altitudinal zonal characteristics of vegetation distribution is typical for mountain areas. Phytogeographic research in mountainous regions is connected with the development of the concept of three-dimensional structure of the vegetation cover. Many researchers consider an **altitudinal belt** as a *basic structural unit* for mountain vegetation, and use climatic, landscape or land use characteristics for its delimitation. Each altitudinal belt has its own type of vegetation (combination of plant communities belonging to different formations). The *main regional unit* for the differentiation of mountain vegetation is an **altitudinal zonality type** which includes several altitudinal belts. **The altitudinal zonality types** are distinguished basing on the following principles:

1. **The altitudinal zonality type** depends on zonal and regional features of mountain climate. For example, while the temperature factor determines boundaries between altitudinal belts, humidity acts more locally and determines a diversification and change of plant formations within the belts.
2. **The altitudinal zonality type** is characterized by an established morphological structure and sequential set of altitudinal belts, succeeding each other in a certain order along the mountain slope.

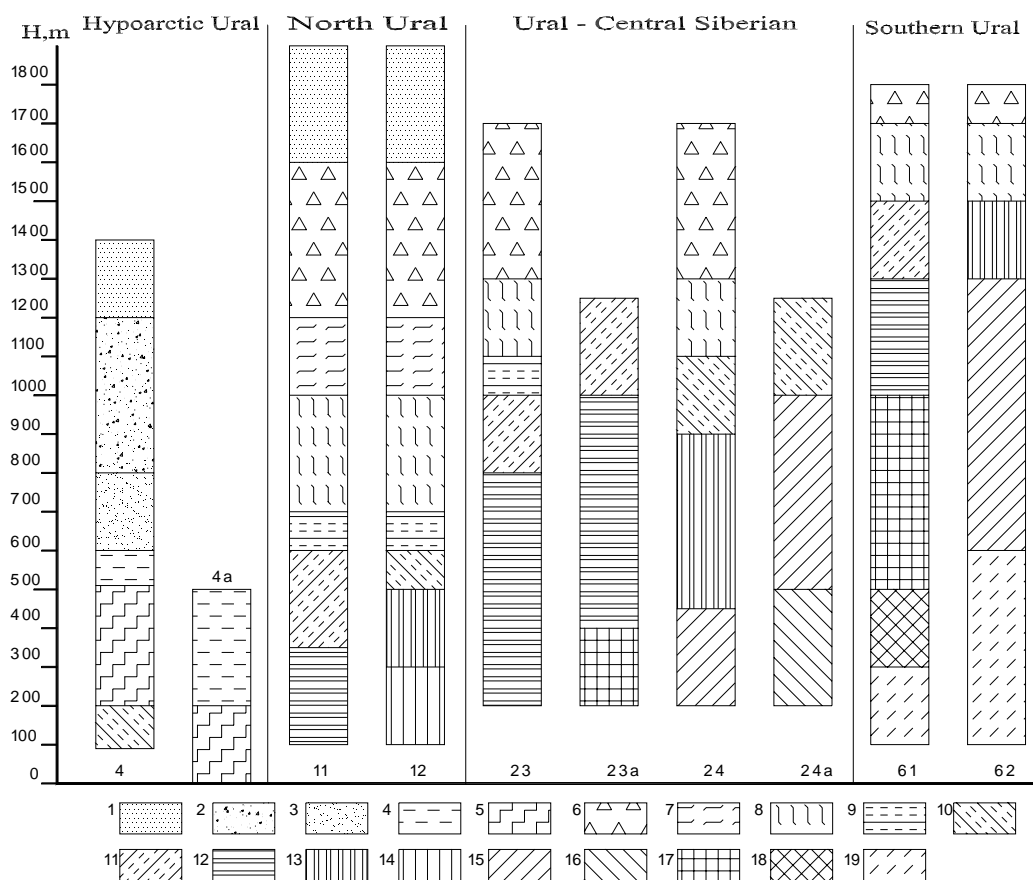


Figure 2: Altitudinal zonation types of the natural vegetation of the Ural Mountains (Source: Ogureeva et al. 1999).

Regions in the order from north to south (nos. according to units in Figure 1):

4. Polar Ural: nival – high arctic tundra – arctic tundra – subarctic tundra – open larch woodland; 4a. Pay Khoy Mts.: arctic tundra – subarctic tundra; 11. Western North Ural: nival – goltsy/subnival – alpine tundra – stlanik /open birch woodland – open dark coniferous (spruce), birch woodland – dark coniferous forest; 12. Eastern North Ural: nival – subnival – alpine tundra – stlanik /open larch, birch woodland – dark coniferous and larch forests – larch forest; 23. Western Central Ural: goltsy – alpine tundra – dwarf birch thicket /open birch woodland – taiga (dark coniferous forests: pine, spruce, fir-spruce); 23a. Southwestern Central Ural: open dark coniferous woodland – dark coniferous forest – mixed broadleaved-dark coniferous forest; 24. Eastern Central Ural: goltsy – alpine tundra – open larch woodland – dark coniferous (spruce, pine) and larch forests, pine forests; 24a. Southeastern Central Ural: open larch woodland – pine forests ; 61. Western South Ural: goltsy – subalpine (tall herb meadows) – open dark coniferous woodlands – taiga – mixed broadleaved forest – dark coniferous forest – broadleaved forest – forest steppes; 62. Eastern South Ural: goltsy- alpine tundra – taiga – pine forest – forest steppes (meadows, forb-grass steppes).

Vegetation belts: 1– nival, 2– upper high arctic tundras, 3– lower high arctic tundras , 4– arctic tundras, 5– subarctic tundras, 6– goltsy/subnival, 7– upper alpine tundras , 8– lower alpine tundras , 9– stlanik/open birch woodlands, 10– open larch woodlands, 11– open dark coniferous woodlands, 12– dark coniferous forests (taiga), 13– dark coniferous and larch forests, 14– larch forests, 15– pine forests, 16– southern pine forests, 17– mixed broadleaved - dark coniferous forests, 18– broadleaved forests, 19– forest steppes.

The name of each type includes the names of altitudinal belts with indication of main communities and their species composition. Each type also has its individual geographic name.

For example: The **South-West Ural type** (No. 61) consists of several belts: **alpine tundra, subalpine** (tall herb meadows, open woodlands with *Quercus robur*), **dark coniferous forests** (taiga with *Picea obovata*, *Abies sibirica*), **broad-leaved forests** (mixed forests with *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Ulmus laevis*), and **forest steppes** (birch, oak forests in combination with bunch-grass steppes) (see Figure 2).

3. **Altitudinal zonality types** differ in the biodiversity of their altitudinal belts. There is also a specific set of floro-coenotic complexes within each altitudinal belt.

4. **Altitudinal zonality types** could be represented by their **geographic variants** and **subtypes**. **Geographic variants** are characterized by specific floristic composition, coenotic diversity of formations, and prevalence of certain phytogeographic elements in the plant communities of the particular belts. This is best observed on mountain slopes with different aspects: the altitudinal belts differ in combination of plant communities and floristic diversity. **Subtypes** are characterized by a truncated altitudinal belt series depending on the absolute elevation of the area in question. Mountain massifs are complicated landforms including mountain ridges, plateaus and highlands, depressions and intermountain basins. In such cases not all potential belts are represented in the vegetation cover and there is only a part (top or bottom) of an altitudinal zonality type present.

4 Classification of altitudinal zonality types

The geographic-genetic principle is used as the basis of classification of altitudinal zonality types. The types are assigned to **groups, subclasses** and **classes**, reflecting the structural-genetic characteristics of mountain vegetation at regional level and its connection with zones and phytogeographical areas. A group integrates altitudinal zonality types with a similar set of altitudinal belts within the limits of a geographically unified area. Each belt, however, can differ in the set of plant communities which are nevertheless uniform in their genesis. A class integrates groups of types with a unified complex of genetically connected plant formations in the main altitudinal belt, which have similar structural-dynamic properties. Subclasses represent regional specific features of plant communities.

The analysis of vegetation macrostructures of the mountains of Russia and adjacent territories permits the recognition of 77 altitudinal zonality types with 37 variants and 66 subtypes, i.e., a total of 180 subdivisions of mountain vegetation. They belong to 5 classes, 10 subclasses and 25 groups of types. The altitudinal zonality types with their geographic variants and subtypes reflect the present ecological-geographical potential of mountain territories (Table 2).

5 Conclusion

The map “Zones and altitudinal zonality types of vegetation of Russia and adjacent territories” reflects the most important spatial characteristics in vegetation distribution, and represents vegetation macrostructures at a new level of resolution. The work has resulted in the creation of a database for the main structural vegetation types of Russia. The following parameters for each geographical variant of zonal vegetation and altitudinal zonality type have been included in the database: a) characteristics of the bioclimatic situation of local sites within an altitudinal belt and a geographical variant; b) phytocoenotic characteristics of the plant associations within the limits of an altitudinal

Table 2: Classification of altitudinal zonality types of the mountain vegetation of Russia and adjacent territories (map units occurring in the European territory of Russia are marked in gray).

Classes	Subclasses	Groups	Nes of units in the legend
Arctic		High arctic (islands)	1–3
Hypoarctic	Mountain tundras	Ural – North Siberian Chukotka – Koryakiya	4–6 7–9
	Mountain open woodlands	East European – Ural Central Siberian Verkhoyansky – Kolyma Northern Okhotian	10–12 13 14–19 20–22
Boreal (Taiga) (coniferous forests)	Southern Siberian	Ural – Central Siberian Altai – Saiany Tuva – Southern Transbaikal Baikal region	23–25 26–28 29–31 32–34
	Eastern Siberian (Angaridian)	Transbaikal Aldan – Maya	35–39 40–44
	Ochotian	Amur – Zeya Amur – Uda	45–46 47–49
	Beringian	Islands in northern part of the Pacific Ocean	64–68
Nemoral (mixed and broad-leaved forests)	East European	Central Carpathian Crimea Northern Caucasus Caucasus (subtropical) Southern Urals	50–51 52–53 54–57 58–59 61–62
	Mandschurian	Amur – Sikhot-Alin Northern Pacific Islands.	63–67 68–72
Subarid	Mediterranean (dry subtropical)	East Caucasus	73–76
	Mongolia – Altai	Tuva – South-Eastern Altai	77

belt and a geographical variant; c) floristic richness of each plant formation. This map also exists in digital format.

The map itself shows the distribution of the geographic variants of ecological zones on plains and altitudinal zonality types in mountains. The units of this map match well with the zonal boundaries on the Map of the Natural Vegetation of Europe. It can be a good basis for the realization of activities for the evaluation of the biodiversity of flora, plant communities and ecosystems. This map may be also used for phytogeographic area classification, as well as for the organization and realization of ecological monitoring and for nature conservation. Finally, the map is also a good tool for teaching students in the field of phytogeography.

Acknowledgments

The thematic content of the map was prepared by Galina Ogureeva and Inessa Miklaeva from the Lomonosov Moscow State University (MSU) together with Irina Safronova and Tatiana Yurkovskaya from the Komarov Botanical Institute of the Russian Academy of Sciences. Cartographical editing was carried out by Tatiana Kotova from MSU.

References

- LAVRENKO E.M. (1964): Altitudinal zonality types of vegetation in mountains of USSR // Modern problems of geography. – Moscow, p. 189-195.
- SOCHAVA V.B. (1980): Geographic aspects of Siberian taiga. – Novosibirsk (Nauka Publ.) 256 p.
- STANUKOVICH K.V. (1973): The vegetation of mountains of USSR. – Dushanbe, 310 p.
- OGUREEVA, G.N. et. al (1999): Zones and altitudinal zonality types of the vegetation of Russia and adjacent territories. Explanatory note and legend to the map. – Moscow, 64 p.

Author's address:

Prof. Dr. Galina N. Ogureeva
Faculty of Geography
Lomonosov Moscow State University
Leninskiye Gory
119992 Moscow
RUSSIA
E-Mail: ogur.@geogr.msu.su

Climatic Gradients as Reflected in the Vegetation Zones of the Northernmost Part of the Map of the Natural Vegetation of Europe

Klimagradien, die sich in der Vegetationszonierung im nördlichsten Teil der Karte der natürlichen Vegetation Europas widerspiegeln

ARVE ELVEBAKK

Abstract

A subdivision of the Arctic into five bioclimatic zonal units is supported by a comparison with temperature data from meteorological stations within the European sector. An inclusion also of the northern part of the boreal zone shows that the northern and middle boreal zones, as defined by Fennoscandian authors, fits well with the subdivision of the Arctic, meaning that almost equally large temperature ranges are defined. The best climatic criterion is temperature sums, defined here as the sum of all mean monthly temperatures above zero. The polar tree line then occurs at about 36 °C across the continentality gradient, whereas the mean July temperature varies between 8-9 to >12 °C. Very high correlations between meteorological data and the proposed bioclimatic subdivision are obtained when temperature sums are used. The European Vegetation Map has a lack of coordination between the northern and middle boreal zones as defined in Fennoscandia and Russia. In Russia the zones are much more broadly defined. Thus there is a strong need for evaluating the criteria used to define these zones, and try to find criteria which can be used across the continentality gradient and which reflect temperature sums.

Zusammenfassung

Die Untergliederung der arktischen Zone in 5 bioklimatische Unterzonen wird durch einen Vergleich mit Temperaturdaten europäischer Klimastationen im Untersuchungsgebiet untermauert. Bezieht man auch den Nord-Teil der borealen Zone ein, so stellt sich heraus, daß auch die nord- und mittelborealen Unterzonen, nach der Definition fennoskandischer Autoren, gut mit der Untergliederung der Arktis übereinstimmen, indem diese durch nahezu gleich große Temperaturabstände definiert sind.

Als bestes Klima-Kriterium haben sich Temperatursummen herausgestellt, die hier als Summe aller Monats-Mitteltemperaturen oberhalb 0 °C definiert sind. Die polare Baumgrenze liegt danach bei einer Temperatursumme von ca. 36 °C, unabhängig vom Kontinentalitäts-Gradienten, wohingegen die mittlere Juli-Temperatur von West nach Ost zwischen 8-9 und >12 °C schwankt. Wenn man dagegen Temperatursummen zugrunde legt, erhält man eine sehr enge Korrelation zwischen meteorologischen Daten und der vorgeschlagenen bioklimatischen Untergliederung.

Bei der Vegetationskarte Europas vermißt man eine ausreichende Abstimmung zwischen Fennoskandien und Rußland bei der Grenzziehung der nord- und mittelborealen Unterzonen. In Rußland werden diese Unterzonen teilweise viel weiter gefaßt, was zu Diskrepanzen in der Karte zwischen dem West- und Ostteil geführt hat. Deshalb müssen die Kriterien, die für die Definition dieser Unterzonen verwendet werden, unbedingt kritisch überprüft werden. Es sollte versucht werden, Kriterien zu finden und zu verwenden, die über die ganze Breite des Kontinentalitäts-Gradienten gültig sind und auf Temperatursummen beruhen.

1 Introduction

A dominant feature in the legend of the Map of the Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000) is the use of zonal names. Arctic polar desert, northern/middle/southern arctic tundra and arctic shrub tundra are keywords for areas north of the polar treeline. Further to the south forests of *Picea* and *Pinus* are characterized as northern, middle and southern boreal. In addition to these coniferous forests, map polygons dominated by *Betula pubescens* are basically divided into a western and an eastern group, and the western group in Norway is subdivided in a series of units from the north to the south.

In most cartographic presentations, zonal map and vegetation map approaches are kept apart, and in the botanical traditions of some countries, the different nature of these two approaches is not always realized. In North Europe there is a strong tradition in both types of mapping, but their joint cartographic presentation has mostly a Russian tradition. This integration, which has been made in the Map of the Natural Vegetation of Europe, is therefore exciting to those concerned with the northernmost areas in Europe, but not familiar with the Russian tradition.

Bioclimatic zonation based on botanical criteria is a topic that has attracted numerous contrasting contributions concerning the number of zonal units, the criteria used to separate them, not to mention their names. A particular challenging task is to compare areas with oceanic and continental climates.

The aim of the present paper is to evaluate how the zonal units have been treated in the Map of the Natural Vegetation of Europe for the northernmost areas in Europe, and how the system used here agrees with other proposals. A particular aspect will be the comparison between oceanic and continental areas, and climatic data will be studied to see how they correlate with the mapped zones. The area studied here includes Svalbard, Fennoscandia north of the Polar Circle, and in Russia, all European Arctic islands, the Kola Peninsula, and a belt around the White Sea and eastwards along the Arctic coast comprising the European part of Russia.

2 Material and methods

Data from 46 Norwegian, 9 Swedish, 6 Finnish and 127 Russian meteorological stations have been used. The Norwegian data have been compiled from FØRLAND et al. (1997) and AUNE (1993). Finnish data, marked in the table as source 8, are from HEINO & HELLSTEN (1983), and Swedish data from ALEXANDERSSON et al. (1991). Russian data are from TERZIEV (1965) and GIDROMETEOIZDAT (1965).

The Norwegian and Swedish data are from the normal period 1961-1990 and the Finnish data from 1961-1980. The data from Russia are older and from various periods not cited here, but some stations with short observation periods have been omitted. The data are compared here with no attempt on calibration for non-overlapping observation periods.

The zonal positions of the meteorological stations have been transferred to a numeric system, where each zone or subzone has been given a range of 1.0. Each station is estimated to be in the northern, central or southern part of the zone or in the transition to the warmer or colder neighbouring zone. In flat continental areas, like most parts of Russia, this is a simple cartographic interpretation. In a country like Norway with a mountain and fjord-dominated topography the interpretation follows DAHL et

al. (1986), which is on a more detailed scale. The complete system of zonal positions is shown in Table 1.

Table 1: The numeric system adapted for the zonal positioning of meteorological stations.

Arctic polar desert zone APDZ	APDZ , northern	1.0
	APDZ, central	1.25
	APDZ, southern	1.5
	APDZ/NATZ	1.75
Northern arctic tundra zone NATZ	NATZ, n	2.0
	NATZ, c	2.25
	NATZ, s	2.5
	NATZ/MATZ	2.75
Middle arctic tundra zone MATZ	MATZ, n	3.0
	MATZ, c	3.25
	MATZ, s	3.5
	MATZ/SATZ	3.75
Southern arctic tundra zone SATZ	SATZ, n	4.0
	SATZ, c	4.25
	SATZ, s	4.5
	SATZ/ASHTZ	4.75
Arctic shrub tundra zone ASHTZ	ASHTZ, n	5.0
	ASHTZ, c	5.25
	ASHTZ, s	5.5
	ASHTZ/NBZ	5.75
Northern boreal zone NBZ	NBZ, n	6.0
	NBZ, c	6.25
	NBZ, s	6.5
	NBZ/MBZ	6.75
Middle boreal zone MBZ	MBZ, n	7.0
	MBZ, c	7.25
	MBZ, s	7.5
	MBZ/SBZ	7.75
Southern boreal zone SBZ	SBZ n	8.0

The meteorological stations are listed numerically within each country, and their positions are shown in Figure 1.

The climatic data used are mean monthly temperatures. An excerpt of these data is listed as Table 2, and the parameter most extensively used is the sum of all positive monthly mean values, called ‘temperature sum’ in the following text.

The zones used in the Map of the Natural Vegetation of Europe have been simplified and included also in Figure 1, based on the occurrences of map polygons containing zonal information. In northern Norway only *Pinus* and *Picea* forests are described with a zonal nomenclature. However, the deciduous forests have a clear zonal affinity, and are well associated cartographically with the corresponding coniferous forests. *Betula* forests C9 and C10 are both northern boreal, the former coastal and the second continental. *Betula* dominated units C12 and C14 are obviously middle boreal with accompanying relatively thermophilous taxa like *Alnus incana*, *Prunus padus* and *Melica nutans*. Reaching the Polar Circle is a mosaic of the units C15, with *Betula* and *Pinus* forests in mixture with nemoral species like *Ulmus glabra* and *Corylus avellana*, and unit F27. In the latter the southern element is more dominant and the unit is affiliated below the *Quercus-Fraxinus* mixed forests in the legend system. These forests are interpreted here as representing the southern boreal zone.

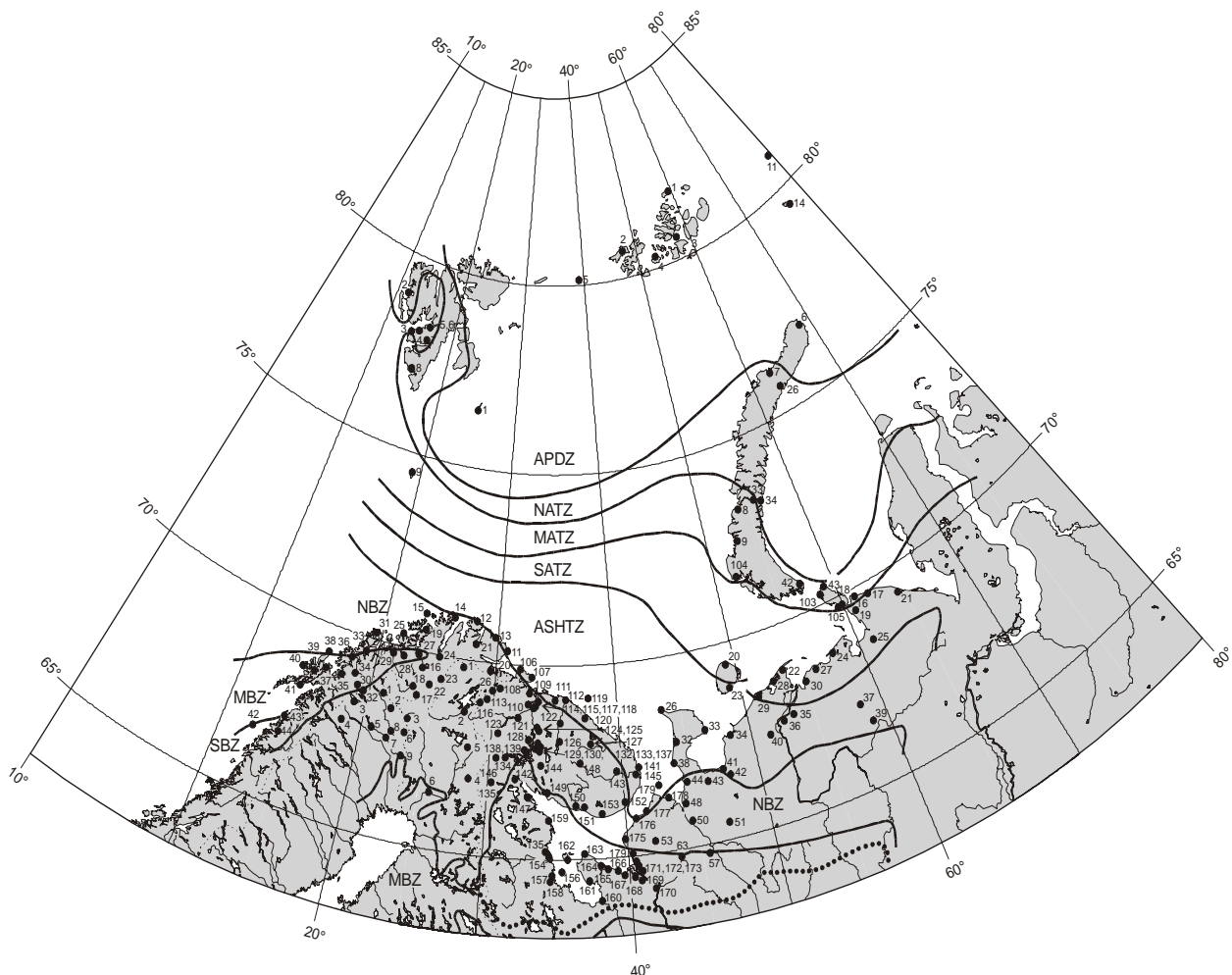


Figure 1: Geographical positions of the meteorological stations used in the present study, and positions of bioclimatic zones in the study area basically following ELVEBAKK et al. (1999) for arctic areas, and TUHKANEN (1984) in boreal areas, although the middle boreal zone has been prolonged northwards in Norway following DAHL et al. (1986). The following abbreviations are used: APDZ = Arctic polar desert zone; NATZ/MATZ/SATZ = northern, middle and southern arctic tundra zones; ASHTZ = arctic shrub tundra zone; NBZ/MBZ/SBZ = northern, middle and southern boreal zones. An alternative NBZ/MBZ boundary line in Russia following the Map of Natural Vegetation of Europe has been indicated by a broken line.

3 Results

3.1 The Arctic

There is a vast body of literature regarding the bioclimatic zonation of the Arctic, a literature that has been reviewed by most recent studies on the topic. Botanists from the arctic countries have collaborated in several circumpolar programs during the last decade, and ELVEBAKK et al. (1999) presented a map which is generally agreed upon, and accepted as a basis for further regional improvements. This is the first circumpolar map that included the coast-inland gradient of Greenland in a map cartographically comparable to the remaining parts of the Arctic. A similar map, revised in some areas, was adopted by the CAVM Team (2003), who presented the first circumpolar vegetation map. This map of the Arctic is basically followed also in the parts covered by the Map of the Natural Vegetation of Europe, although the two southernmost subzones are merged. Still there is no consensus on nomenclature, but the nomenclature used in the new map of Europe follows the nomenclature

proposed and argued for by ELVEBAKK (1999), although the units ‘southern arctic tundra’ and ‘arctic shrub tundra’ have been united cartographically.

Table 2: Examples of temperature data used in the correlation analyses. Sources referred to are cited country-wise in the text and numerical zonal positions are explained in Table 1.

Station	Ref.	Period	Station name	Mean monthly temperatures											Zonal pos.
				IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Sum	Tuhk.		
#														>0	
Ru-5	2		Zemlya Fr.-Iosifa W: Ostrov Victorija				-1.0						0.0	1.00	
Ru-11	2	1960-63	Severn. Zemlya W: Ostrov Ushakova				0.0						0.0	1.00	
Ru-3	1,2	1957-63	Zemlya Frantsa-Iosifa: Kheisa				0.2						0.2	1.25	
Ru-14	2	1945-63	Sevem. Zemlya W: O. Vize				0.5						0.5	1.00	
Ru-1	1,2	1932-60	Zemlya Frantsa-Iosifa: Rudol'fa				0.7						0.7	1.00	
Ru-2	1,2	1952-60	Zemlya Frantsa-Iosifa: Nagurskaya				0.9	0.3					1.2	1.25	
Ru-4	1	1929-60	Zemlya Frantsa-Iosifa: Bukhta Tikhaya				1.2	0.6					1.8	1.25	
Ru-6	1,2	1931-60	Novaya Zemlya: Mys Zhelaniya				1.7	2.3					4.0	1.75	
No-1	3	1961-90	Svalbard: Hopen				1.9	2.3	0.7				4.9	1.75	
Ru-26	1,2	1936-41	Novaya Zemlya: Blagopoluchia, Zalivi			0.1	3.5	4.2	0.6				8.4	2.50	
Ru-7	1,2	1932-60	Novaya Zemlya: Russkaya Gavan'			0.1	4.2	3.7	0.6				8.6	2.50	
No-8	3	1961-90	Svalbard: Homsund			1.4	4.0	3.7	0.7				9.8	2.75	
No-2	3	1961-90	Svalbard: Ny-Ålesund			1.5	4.9	3.9					10.3	3.00	
Ru-'30'	5		Bol'shemel. Tundra: Mys Bolvan.			5.0	10.5	9.5	5.3				30.3	4.50	
Ru-'27'	5		Bol'shemel. Tundra: Mys Shvedsk.			3.8	9.3	9.1	5.2				27.4	4.25	
Ru-'37'	5		Bofshemel. Tundra: Khozei-Ver.			7.0	12.1	10.0	4.9				34.0	5.25	
Ru-'39'	5		Bol'shemel. Tundra: Khoseda-Kh.			7.6	12.3	10.1	4.9				34.9	5.75	
Ru-'31'	5		Bol'shemel. Tundra: Khal'meryu			5.0	10.5	9.5	5.3				30.3	5.25	
No-15	6	1961-90	Fruholmen fyr	0.4	3.6	6.7	9.7	9.7	7.2	3.6	0.6		41.5	6.00	
No-16	6	1963-90	Suolovuobmi		2.1	8.4	11.4	9.3	4.2				35.4	6.00	
No-17	6	1961-90	Sihccajávri		1.9	8.9	11.8	9.7	4.2				36.5	6.00	
No-18	6	1970-90	Guovdageaidnu II		2.9	9.7	12.4	10.2	4.8				40.0	6.25	
No-19	6	1961-87	Hammertest Radio		3.2	7.8	11.3	10.5	6.6	2.0			41.4	6.00	
No-20	6	1961-90	Kirkenes Lufthavn		3.0	8.5	12.1	10.5	6.2	0.4			40.7	6.50	
No-21	6	1961-90	Rustefjeibma		3.3	8.7	12.3	10.6	6.0	0.2			41.0	6.25	
Swe-8	7	1961-90	Lainio		4.3	10.7	13.0	10.7	5.2				43.9	6.50	
Swe-9	7	1961-90	Pajala		5.8	12.0	14.1	11.5	6.0				49.4	6.75	
Fin-1	8	1961-80	Utsjoki Kevo		3.0	9.6	12.7	10.4	5.2				40.9	6.25	
Fin-2	8	1961-80	Ivalo		4.1	10.9	13.5	11.2	5.8				45.5	6.25	
Fin-3	8	1961-80	Muonio		4.3	11.3	13.5	11.2	5.4				45.7	6.50	
Fin-4	8	1961-80	Saila		4.8	11.4	13.8	11.3	5.7				47.0	6.75	
Fin-5	8	1961-80	Sodenkylä		4.6	11.6	13.9	11.4	5.9				47.4	6.50	
Fin-6	8	1961-80	Rovaniemi		5.4	12.4	14.5	12.3	6.6	0.1			51.2	7.25	
Ru-108	5		Kota P.: Pechenga-Nikel		3.1	8.8	12.8	10.9	6.2				41.8	6.50	
Ru-113	5		Kota P.: Martallo		3.4	9.7	13.3	11.1	5.9				43.4	6.75	
Ru-114	5		Kota P.: Murmansk, Khaldeyev Nos		3.1	8.4	12.4	10.8	6.3	0.2			41.2	6.00	
Ru-115	5		Kota P.: Murmansk gorod		3.7	9.2	12.9	11.2	6.9	0.6			43.9	6.00	
Ru-116	5		Kota P.: Yaniskoski		3.3	9.8	13.3	11.1	5.8				43.3	6.25	
Ru-175	5		White Sea: Zimnegorskij Mayak		3.3	9.4	12.9	11.8	7.1	1.4			45.9	6.50	
Ru-'48'	5		White Sea: Semzha		2.6	8.9	12.6	11.7	6.8	0.0			42.6	6.25	
Ru-'50'	5		White Sea E: Mezen'		3.4	9.9	13.4	11.8	6.5				45.0	6.25	
Ru-'51'	5		White Sea E: Moseyevo		3.6	10.2	13.7	11.6	6.2				45.3	6.50	
Ru-'43'	5		Kanin Pen.: Vizhas		1.9	8.3	12.3	10.9	5.9				39.3	6.00	
Ru-'79'	5		White Sea S: Turchasovo	0.9	7.2	13.2	16.2	13.7	8.0	1.4			60.6	8.00	
Ru-'80'	5		White Sea S: Emtsa	0.4	6.9	12.9	15.9	13.2	7.4	0.9			57.6	8.00	
Ru-'82'	5		White Sea S: Dvinskoy Bereznik	0.4	7.3	13.5	16.6	14.1	8.1	1.2			61.2	8.00	

As shown in Table 2 there is a good correlation between zonal positions and temperature sums. The eight stations situated in the arctic polar desert zone have extremely low temperatures. This zone is developed with temperature sums from 0 to 5 °C, the northern arctic tundra zone in the range 5-11 °C, the middle arctic tundra zone in the range 11-18 °C, the southern arctic tundra zone in the range 18-27 °C, and the arctic shrub tundra zone between 27 and 36 °C. The ranges increase gradually from 5 to 9 °C, through the various zonal units. This is not equal, but one degree change can have more easily observed effects in an extremely cold area than in the southern parts of the Arctic.

A polynomial trend line for the correlation between the zonal positions and temperature sums vs. mean July temperatures presents the data in the best way as the ranges in the zonal units are not equally large (Figure 2). However, r^2 values from the linear trend line shows a considerably higher correlation between zonal position and temperature sums ($r^2 = 0.957$) than with mean July temperatures ($r^2 = 0.914$).

These data support the subdivision of the Arctic into five units. A lumping of NATZ and MATZ as proposed by WALKER (2000), would make this unit span about 13 °C in biotemperatures, contrasting the other units by being climatically about twice as large. A similar lack of balance would result from uniting the two southernmost zones as proposed by some Russian authors (e.g. MATVEYEVA & CHERNOV 2000) and BOHN et al. (2000).

The arctic treeline has traditionally been considered to follow a mean July temperature of 10 °C, which has also been considered to be a definition of the Arctic. However, the treeline occurs probably in the range 8-9 °C in Iceland (data not processed yet), near 9.5 °C in coastal Finnmark, near 10.5 °C at the coast of the White Sea, and is near 12-12.5 °C in the most continental parts of the study area. However, the temperature sum varies around 36 °C, and is a much better criterion as there is no general variation between oceanic and continental areas. The only previous study focusing on this aspect is the one by YOUNG (1971), who had similar conclusions, but only had available data from 16 meteorological stations in the present study area.

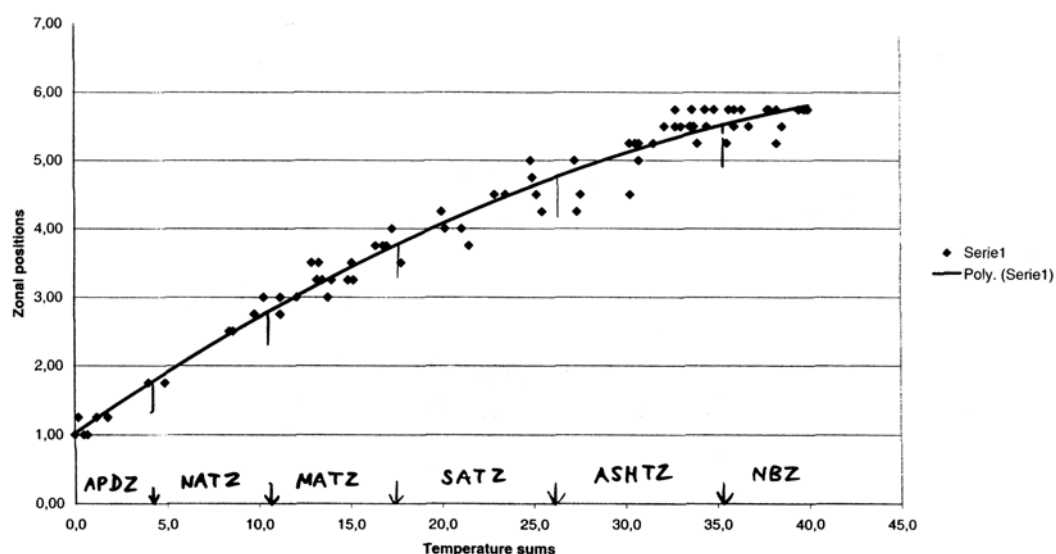


Figure 2: Correlation between temperature sums and zonal positions of arctic meteorological stations in Europe.

The data analysis revealed some areas in need of boundary adjustments according to the mapped zones in ELVEBAKK et al. (1999). Stations no 7 and 26 in the northern part of Novaya Zemlya have temperature sums above 8 °C, which is clearly above the climatic range of the arctic polar desert. Records of species like *Dryas octopetala* and *Oxytropis sordida* also speak against this zonal position. The zonal boundary of the arctic polar desert has therefore been moved further to the north in Novaya Zemlya by the present author here. This island offers some problems because of lack of recent investigations and the lack of the important middle arctic tundra zone character species *Cassiope tetragona*. The occurrence of southern arctic tundra in the southwesternmost part of Novaya Zemlya was indicated by SEREBRYANNY & TISHKOV (1997). The climatic data from station 104 (Belush'e) in this area is almost in the boundary range between these two zones. The occurrence of the southern arctic tundra zone in this area should be accepted for the climatically most favourable areas, and is included in the present map version.

3.2 Mountains

The only area with climate data available from mountain stations is the Kirovsk area in the Kola Peninsula. Here, there is one station on a mountain reaching 1101 m, one on another 761 m high and another two at about 300 m. Three more reference stations at about 100 m altitude near the lake Imandra represent a very good data set as shown in Table 3 below. A more detailed knowledge about the position of the meteorological stations is needed, however, before a more detailed analysis can be done.

3.3 The boreal area

The boreal area (biome, ecozone, zone) has been mapped in a classic study covering Fennoscandia by AHTI et al. (1968), continued on a circumpolar scale by TUHKANEN (1984), and is in quite good agreement with maps presented by DAHL et al. (1986) and MOEN (1998). Figure 1 shows the zonal map of the study area based on these sources for the boreal areas. Figure 3 and 4 shows correlations between the zonal positions based on this map version and temperature sums and mean July temperatures, respectively. The correlation with temperature sums is much higher ($r^2 = 0.86$) than the one with mean July temperatures ($r^2 = 0.25$), which has a very poor correlation. The northern boreal zone extends from temperature sums of about 36 °C to 47 °C, and the middle boreal zone from 47 to 62 °C. The range of the northern boreal zone is the same as for the arctic shrub tundra zone, whereas the middle arctic tundra zone is somewhat broader, covering a temperature sum of about 15 °C.

Table 3: Meteorological data along an altitudinal gradient in the Apatity/Kirovsk area based on data from seven meteorological stations.

Station	Name	Altitude	Mean July t	Temp. sum	Zonal pos.
Ru-132	Yukspor	1101	8.8	21.5	3.75
Ru-129	Khibiny, gornaya	761	10.0	25.0	4.75
Ru-133	Kirovsk	300	12.9	39.1	6.0
Ru-130	Apatitovaya Gora	300?	12.5	38.0	6.0
Ru-131	Khibiny, op. st.	100	13.5	44.2	6.5
Ru-136	Apatity, Industriya	100	14.0	45.2	6.75
Ru-137	Apatity	100	13.8	44.3	6.75

What is interesting is that the temperature sum of the same zonal units is similar in the oceanic and the continental parts. For instance the Arkhangelsk area and the North Norwegian (northern Nordland) inland stations are both characterized within the central parts of the middle boreal zone with temperature sums about 55 °C.

The approach of TUHKANEN (1984) is circumpolar and in agreement with the Fennoscandian classification by AHTI et al. (1968), although the middle boreal zone is not extended so far north and in such mosaic-like pattern as in the much more detailed map by DAHL et al. (1986). However, this scheme is not in agreement with the Russian classification used in the Map of the Natural Vegetation of Europe. This is seen in Figure 1, where the boundary line between the northern and the middle boreal zones diverge drastically from Finland to Russia. A similar map of zonal boundaries was presented by EUROLA & VORREN (1980). The northern boreal zone as defined in this map is much broader. For instance, the Arkhangelsk area is in a central to southern position within the northern boreal zone, but in a central position within the middle boreal zone in the map basically following TUHKANEN (1984).

A comparison between these two map versions shows that the MNVE (Map of Natural Vegetation of Europe) has a considerably lower correlation ($r^2 = 0,71$) with temperature sums of the whole area studied here than the map version based on TUHKANEN (1984); $r^2 = 0.86$. This is also easily seen when comparing climate data with the boreal zones in the MNVE, where stations with temperature sums 47-55 °C are classified as middle boreal in the Nordic countries, but as northern boreal in Russia.

This is primarily a lack of congruence between two traditions that have not been harmonized in the MNVE. When restricted to the present study area, the TUHKANEN (1984) based map clearly deserves to be preferred because of its better correlation with climate, unless a broader definition of zones following the Russian tradition could be extended westwardly into Fennoscandia. It could be argued that the northern boreal zone is unreasonably narrow in the White Sea area, but the climate data from the area shows a very strong gradient from Arkhangelsk and northwards. The temperature sum at Arkhangelsk is about 55 °C, but as low as 45 °C only 100 km northwards and 38 °C only 150 km to the north at the polar treeline. This gradient can be defended as covering more than one zonal unit, and to be more abrupt here because of the effect of the cold sea vs. the protected situation near the mouth of the river Dvina. The northern boreal zone as used in the MNVE for Russia is very broad, from 36 to about 60 °C, and much broader than the arctic zones and than the boreal zones portrayed further to the west.

It could be argued that there is a need to evaluate the whole boreal area in northern Europe, and not only the northernmost parts as focused upon here, although this has already been done by TUHKANEN (1984), who surveyed no less than 2000 meteorological stations circumboreally. It should also be emphasized how broad the southernmost boreal subzone and also the transitional zone (most often called hemiboreal) should be, compared with the northern zones. This 'transitional' zone is shown as very broad by most authors. Russian authors often use northern species present in the forests to define zonal boundaries, but these criteria do not function very well in Fennoscandia, apparently. A third problem is to harmonize more or less equally large subzones with easily defined criteria.

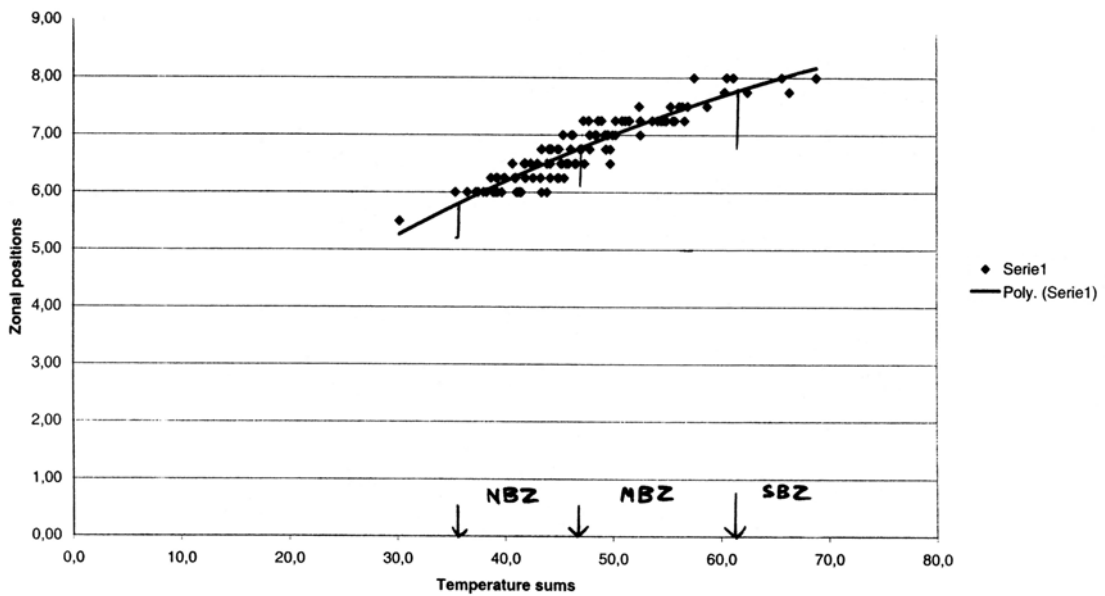


Figure 3: Correlation between temperature sums and zonal positions following TUHKANEN (1984) of meteorological stations from the northernmost boreal areas in Europe.

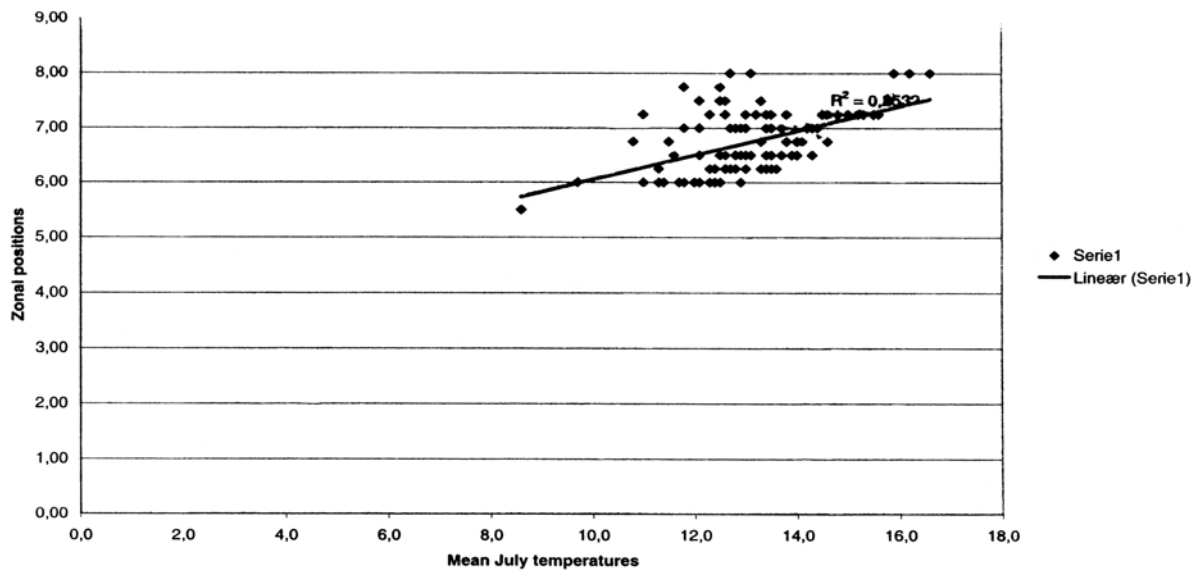


Figure 4: Correlation between mean July temperatures and zonal positions, following TUHKANEN (1984), of meteorological stations from the northernmost boreal areas in Europe.

Thus, a more detailed focus than by TUHKANEN (1984) on criteria used to delimit these zones for the sector discussed here would be highly useful, but it is suggested here that temperature sums would be a very crucial basic parameter to include, and also to relate to various remote sensing-based criteria integrating temperature sum effects. A particular problem is that zonal vegetation, at least in the west, is quite homogeneous over large areas and difficult to explore as to temperature responding components. Therefore, azonal components, such as thermophilous vegetation and floristic aspects of

the driest (like *Ulmus* and *Corylus* in the west), and of the wettest habitats (*Alnus incana*, *Salix pentandra* and mires) have most frequently been used as criteria.

4 Conclusions

1. A division of the Arctic including five zonal units with almost equal temperature sum ranges seems to function very well, with a very high correlation between the zones mapped, the criteria used (not surveyed here) and the positive sum of monthly mean temperatures from 78 meteorological stations in the European Arctic.
2. Regional changes in zonal boundaries of the Panarctic Flora Map can be made on Novaya Zemlya and at the northern part of the White Sea area.
3. The polar tree line roughly coincides with the temperature sum of 36 °C in both oceanic and continental areas, but regularly changes from 8-9 to 12-12.5 °C in mean July temperatures from the westernmost to the eastern continental areas.
4. Meteorological stations are completely lacking from mountains in the study area, except near Kirovsk in the Kola Peninsula, where a good local data set can be further studied for a comparison with the latitudinal gradient.
5. Mean July temperatures are impossible to use for the delimitation of the boreal zonal units, but temperature sums have a high positive correlation. A recommended system primarily based on TUHKANEN (1985) defines a northern boreal zone between sums of 36-47 °C and a middle boreal zone between 47 and 62 °C, both in oceanic and continental areas.
6. The Map of the Natural Vegetation of Europe adopts a much more broadly defined northern boreal zone in Russia than for the Nordic countries, resulting in a poorer correlation with climatic data.
7. There is a strong need for a renewed study of the botanical criteria used to define the boreal subzones in continental vs. oceanic areas, and across national boundaries in northern Europe.

References

- AHTI, T.; HÄMET-AHTI, L. & JALAS, J. (1968): Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. – Ann. Bot. Fenn. 5: 169-211.
- ALEXANDERSSON, H.; KARLSTRÖM, C. & LARSSON-MCCANN, S. (1991): Temperaturen och nederbören i Sverige 1961-90. – Referensnormaler. SMHI Meteorologi Klimatsektionen nr. 81.
- AUNE, B. (1993): Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. – Det Norske Meteorol. Inst. Klima Rapp. 02/93: 1-63.
- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- CAVM Team (2003): Circumpolar Arctic Vegetation Map. Scale 1:7,500,000. – Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF), Map No. 1. U.S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska.
- DAHL, E.; ELVEN, R.; MOEN, A. & SKOGEN, A. (1986): Vegetasjonsregionkart over Norge 1:1.500.000. Nasjonalatlas for Norge, Hovedtema 4: Vegetasjon og dyreliv, kartblad 4.1.1. – Hønefoss (Statens Kartverk).

- ELVEBAKK, A. (1999): Bioclimatic delimitation and subdivision of the Arctic. – In: NORDAL, I. & RAZZHIVIN, V. (Eds.): The species concept in the High North – a panarctic flora initiative. – Det Norske Vid.-Akad. I. Mat.-Nat. Kl. Skr. Ny Ser. 38: 81-112.
- ELVEBAKK, A.; ELVEN, R. & RAZZHIVIN, V. (1999): Delimitation, zonal and sectorial subdivision of the arctic for the panarctic Flora Project. – In: NORDAL, I. & RAZZHIVIN, V. (Eds.): The species concept in the High North – a panarctic flora initiative. – Det Norske Vid.-Akad. I. Mat.-Nat. Kl. Skr. Ny Ser. 38: 375-386.
- EUROLA, S. & VORREN, K.-D. (1980): Mire zones and sections in North Fennoscandia. – *Aquilo Ser. Bot.* 17: 39-56.
- FØRLAND, E.J.; HANSEN-BAUER, I. & NORDLI, P.Ø. (1997): Climate statistics & longterm series of temperature and precipitation at Svalbard and Jan Mayen. – Det Norske Meteorol. Inst. Klima Rapp. 21(97): 1-72.
- GIDROMETEOROLOGICESKOE IZDATEL'STVO (1965): Spravochnik po klimatu SSSR. Vypusk 1. Arkhangel'skaya i Volgodskaya oblasti, Karel'skaya i Komi ASSR. Chast' II. Temperatura rozdukh i pochry. – Leningrad (Gidrometeoizdat).
- HEINO, R. & E. HELLSTEN, E. (1983): Climatological statistics in Finland 1961-1980. Part 1a – 1980. – Suppl. Meteorol. Yearbook Finland 80.
- MATVEYEVA, N. & CHERNOV, Y. (2000): Biodiversity of terrestrial ecosystems. – In: NUTTALL, M. & CALLAGHAN, T.V. (Eds.): The Arctic. Environment, people, policy. – Amsterdam (Harwood Academic Publishers), p. 233-273.
- MOEN, A. (1998): Vegetasjon. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Hønefoss (Statens Kartverk) 199 p.
- TERZIEV, F.C. (Red.) (1965?): Spravochnik po klimatu SSSR. Vypusk 2. Murmanskaya oblast'. Chast' II. Temperatura rozdukh i pochry. – Leningrad (Gidrometeoizdat).
- TUHKANEN, S. (1984): A circumboreal system of climatic-phytogeographical regions. – *Acta Bot. Fenn.* 127: 1-50, app.
- SEREBRYANNY, L.R. & TISHKOV, A.A. (1997): Quaternary environmental changes and ecosystems of the European Arctic. – *Ecol. Stud.* 124: 47-62.
- WALKER, D.A. (2000): Hierarchical subdivision of Arctic tundra based on vegetation response to climate, parent material and topography. – *Global Change Biology* 6: 19-34.
- YOUNG, S.B. (1971): The vascular flora of St. Lawrence Island with special reference to floristic zonation in the arctic regions. – *Contrib. Gray Herb. Harvard Univ.* 1971, 201: 11-115.

Author's address:

Dr. Arve Elvebakk
 Department of Biology
 University of Tromsø
 9037 Tromsø
 NORWAY
 arve.elvebakk@ib.uit.no

Gliederung und Inhalte einzelner Formationen

Classification and Content of Individual Formations

Karte der natürlichen Vegetation Europas und Klassifizierung der borealen Wälder

Map of the Natural Vegetation of Europe and Classification of the Boreal Forest Vegetation

VLADISLAV I. VASILEVICH

Zusammenfassung

Die Karte der natürlichen Vegetation Europas zeigt die ökologische und vor allem die geographische Differenzierung der zonalen borealen Vegetation. Jede Kartierungseinheit stellt einen Komplex aus verschiedenen Pflanzengesellschaften dar, deren Differenzierung hauptsächlich durch unterschiedliche Standortbedingungen bestimmt wird.

Im ersten Teil des Beitrags wird die Untergliederung der borealen Nadelwälder in Fichten- und Kiefernwälder sowie deren weitere Aufteilung in Unterzonen und deren West-Ost-Differenzierung dargestellt. Wegen der kontinuierlichen Veränderung der Waldgesellschaften von Nord nach Süd und von West nach Ost ist eine genaue Abgrenzung der Kartierungseinheiten und vikariierender Pflanzengesellschaften oft schwierig.

Im zweiten Teil wird ein floristisch-soziologischer und syntaxonomischer Vergleich zwischen zentral- und osteuropäischen Nadelwäldern angestellt. Als Beispiele für ähnliche und abweichende Artenverbindungen sowie für methodische Probleme beim Gesellschaftsvergleich werden verschiedene Kiefernwald-Assoziationen (u. a. *Empetro nigri-Pinetum*, *Peucedano-Pinetum*, *Calamagrostio arundinaceae-Pinetum*, xerophytische Kiefernwälder) aufgeführt.

Als Fazit wird darauf hingewiesen, dass eine einheitliche Klassifizierung der borealen Nadelwälder für ganz Europa noch aussteht und eine wichtige Aufgabe für die nahe Zukunft darstellt.

Abstract

The map of the natural vegetation of Europe shows the ecological and especially the geographical differentiation of zonal boreal vegetation. Every unit on the map represents a complex of different plant communities. Their variation is determined by differences in the environmental conditions. The continuous variation of communities from north to south and from west to east makes an exact delimitation of vicariant plant associations very difficult as boundaries between subzones and geobotanical provinces are also fluid.

The differential species groups of associations often consist of species with different ecological and geographical ranges. They are not absolutely constant in corresponding associations as the species composition of these groups changes in different geographical regions. These circumstances hamper the comparison of plant communities from different regions. As examples, the central European associations *Empetro nigri-Pinetum*, *Peucedano-Pinetum* and *Calamagrostio arundinaceae-Pinetum* as well as xerophytic pine forests are treated.

In summary, it is concluded that a uniform classification of boreal forests for the whole of Europe remains to be realized. This represents an important task for vegetation science in the near future.

1 Gliederung der borealen Wälder

Die borealen Wälder gliedern sich in der Vegetationskarte Europas in zwei Hauptgruppen: Fichtenwälder und Kiefernwälder, wobei deren Verteilung hauptsächlich die Unterschiede in den Bodenbedingungen widerspiegelt. Die Kiefernwälder kommen von Natur aus auf trockenen und armen Sandböden sowie auf oligotrophen Moor- und Anmoorböden vor. Die Fichtenwälder besiedeln dagegen insbesondere frische bis feuchte Lehmböden.

Jede Kartierungseinheit stellt einen Komplex verschiedener Pflanzengesellschaften dar; ihre Differenzierung wird hauptsächlich durch den Wasser- und Nährstoffhaushalt der Böden bestimmt. Die borealen Wälder werden in drei klimabedingte Unterzonen gegliedert: die nordboreale, die mittelboreale und die südboreale. Die Grenzen zwischen diesen Unterzonen sind fließend, und anthropogene Veränderungen der Vegetationsdecke erschweren ihre exakte Festlegung. In der russischen Pflanzensoziologie werden diese drei Unterzonen durch verschiedene Assoziationen charakterisiert.

In den **nordborealen** Wäldern finden sich auf unvernässten Standorten in der Zwergstrauchschicht moos- und flechtenreicher Wälder Arten, die weiter südlich hauptsächlich an Moore oder anmoorige Böden gebunden sind: *Ledum palustre*, *Betula nana*, *Empetrum nigrum*, *Vaccinium uliginosum*, *Rubus chamaemorus*. Ihr Auftreten ist hier durch Grundwassernähe und hohe Luftfeuchtigkeit bedingt. Eine der wenigen spezifischen Arten für diese Unterzone ist *Cornus suecica*. In der Nordtaiga treten ferner Arten auf, deren Verbreitungsschwerpunkt in der Tundrenzone liegt: *Loiseleuria procumbens*, *Phyllodoce caerulea* und von den Flechten *Nephroma arcticum*. Eine typische und nur in dieser Unterzone vorkommende Assoziation unvernässter nordborealer Fichtenwälder ist – nach russischer Nomenklatur – das *Piceetum empetroso-myrtillosum*.

Die **mittelborealen** Wälder repräsentieren die natürliche boreale Waldvegetation am besten. Auf gut dränierten Standorten in ebener Lage nehmen hier Heidelbeer-Fichtenwälder (*Piceetum myrtillosum*) große Flächen ein. Ihr Vorherrschen ist ein wesentliches diagnostisches Merkmal für die mittlere Taiga. Subarktische Arten fehlen in den mittelborealen Wäldern.

In der **Südtaiga** spielen Sauerklee-Fichtenwälder (*Piceetum oxalidosum*) eine entscheidende Rolle. Durch die südliche Taiga verlaufen zudem die nördlichen Arealgrenzen einiger Edellaubbaumarten wie *Tilia cordata*, *Acer platanooides* und *Quercus robur*. Diese Laubbäume findet man im Unterstand von Fichtenwäldern vor allem auf reicheren Böden, ebenso nemorale Kräuter wie *Aegopodium podagraria*, *Asarum europaeum*, *Galium odoratum*, *Lamium galeobdolon*, *Stellaria holostea*, *Pulmonaria obscura* und *Hepatica nobilis*. Solche Pflanzengesellschaften gehören zur Assoziation *Piceetum nemoriherbosum*.

Die zonalen Fichtenwald-Gesellschaften unterscheiden sich nicht nur durch verschiedene vorherrschende Arten in der Krautschicht, sondern auch durch bestimmte Trennarten wie bei den Assoziationen des Braun-Blanquet-Systems.

Die **Fichtenwälder** gliedern sich ferner in westboreale und ostboreale Ausbildungen. Die Grenze zwischen beiden Gruppen fällt mit der westlichen Arealgrenze der Sibirischen Tanne (*Abies sibirica*) zusammen. Diese kommt mit hoher Stetigkeit in den ostborealen Wäldern vor, herrscht aber nur selten in der Baumschicht; ihr Anteil beträgt meist nur 10-20 %. *Abies sibirica* ist weniger kälterestistent als die Fichte (*Picea obovata*), und ihr Areal reicht deshalb nicht so weit nach Norden. Ostboreale Wälder mit *Abies sibirica* gibt es folglich nur in der mittel- und südborealen Unterzone.

Ostboreale Wälder der Mitteltaiga kommen im Petschora-, Vytschegda- und Kama-Einzugsgebiet vor. In der Baumschicht dieser Wälder dominiert *Picea obovata*, die in ökologischer Hinsicht *P. abies* ähnelt. Die ostborealen Wälder unterscheiden sich von den westborealen nur wenig in der Artenzusammensetzung der Kraut- und Mooschicht. In der Strauchschicht kommen jedoch einige sibirische Arten vor (z. B. *Sorbus aucuparia* subsp. *sibirica*, *Rosa acicularis*, *Lonicera pallasii*). Diese haben allerdings nur eine geringe Stetigkeit und Abundanz und spielen keine besondere Rolle in der Struktur der Waldgesellschaften. Aufgrund ihrer geographischen Trennarten könnte man die ostborealen Wälder in eine eigenständige Assoziation ausgliedern. Die russischen Pflanzensoziologen betrachten sie jedoch als Bestandteil einer Assoziation, des *Piceetum myrtillosum*, mit zwei geographischen Varianten.

In der südborealen Unterzone ist die Differenzierung der voruralischen Tannen-Fichtenwälder gegen die westborealen Fichtenwälder klarer. Die Krautschicht dieser Wälder setzt sich im wesentlichen aus denselben „borealen“ Arten zusammen (*Oxalis acetosella*, *Vaccinium myrtillus*, *Maianthemum bifolium*, *Trientalis europaea*, *Luzula pilosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Gymnocarpium dryopteris*). Nemorale Krautarten kommen jeweils mit hoher Stetigkeit vor, doch fehlen im Osten bereits *Hepatica nobilis* und *Lamium galeobdolon*. Andererseits sind sibirische Hochstaudenarten wie *Crepis sibirica*, *Cacalia hastata*, *Cicerbita uralensis* nicht selten, spielen aber erst im Ural eine bedeutende Rolle.

Änderungen in der Pflanzendecke erfolgen im weiten Raum des osteuropäischen Flachlandes nur sehr allmählich sowohl in west-östlicher als auch in nord-südlicher Richtung. Die Grenzen zwischen den Unterzonen und geobotanischen Provinzen sind folglich sehr fließend. Die großflächige Zerstörung und Umwandlung der natürlichen Vegetationsdecke erschwert obendrein die Abgrenzung der Vegetationseinheiten.

2 Gegenüberstellung der Nadelwälder Mittel- und Osteuropas

Die Fichtenwälder Zentraleuropas sind von den osteuropäischen Fichtenwäldern durch einen breiten Gürtel getrennt, den sogenannten Polnischen Korridor. Außerdem handelt es sich bei den zentral-europäischen Fichtenwäldern vorwiegend um montane Ausbildungen. Dies hat deutliche floristische Unterschiede zwischen beiden Gruppen, besonders auf reichen Böden, zur Folge. Fichtenwälder armer Standorte haben dagegen in beiden Regionen eine sehr ähnliche Artenzusammensetzung.

Schwierigkeiten ergeben sich beim Vergleich der Nadelwald-Assoziationen aus Zentraleuropa mit jenen aus Osteuropa. Assoziationen werden in der floristisch-soziologischen Klassifikation durch Kenn- und Trennarten charakterisiert, die in der Regel unterschiedliche geographische Areale haben. Diese diagnostisch wichtigen Artengruppen ändern ihre Zusammensetzung von Nord nach Süd und von West nach Ost. Bei der synsystematischen Bearbeitung wenden die verschiedenen Autoren keine einheitliche Methode an, was aber notwendig wäre, um eine einheitliche Abgrenzung und Benennung der Vegetationseinheiten zu gewährleisten und die kontinuierliche Veränderung der Vegetation in geographischer Hinsicht darzustellen. Dabei stellt sich insbesondere die Frage, wo die Grenze zwischen geographisch vikariierenden Assoziationen sinnvoll zu ziehen ist.

Trennartengruppen kennzeichnen zudem nicht in allen Fällen eindeutige ökologische Unterschiede und haben manchmal eine sehr breite ökologische Amplitude. Vegetationstabellen sind zwar eine sehr wichtige Informationsquelle, aber Stetigkeitswerte haben oft eine sehr breite Spanne, was den Vergleich von Tabellen und Assoziationen erschwert. Hier einige Beispiele:

Die Assoziation *Empetro nigri-Pinetum* (Libbert et Sissingh 1939) Wojterski 1964 kommt an der Ostsee in einem schmalen Streifen entlang der Küste vor. WOJTERSKI (1964) nennt folgende regionalen Kennarten für diese Assoziation: *Goodyera repens*, *Moneses uniflora*, *Listera cordata*, und als Trennarten: *Empetrum nigrum*, *Carex arenaria*, *Salix arenaria* (= *S. repens* subsp. *dunensis*). W. MATUSZKIEWICZ (1984) ergänzt noch *Scleropodium purum* und *Polypodium vulgare*. Er betrachtet das *Empetro nigri-Pinetum* als primäre Pflanzengesellschaft, die vor allem durch die hohe Abundanz von *Empetrum nigrum* charakterisiert ist.

Ähnliche Kiefernwälder finden sich am westlichen und nördlichen Ufer des Ladogasees; früher kamen sie wahrscheinlich auch am Ufer des Finnischen Meerbusens vor. Ihre Besonderheit ist die hohe Abundanz von *Empetrum nigrum* auf relativ trockenen Standorten. Diese Art kommt außerhalb des schmalen Küstenstreifens auch auf Hochmooren im nordwestlichen Rußland vor. Sie besiedelt ferner unvernäßte Standorte in nordborealen Wäldern und ist dort eine der dominierenden Arten in der zonalen Assoziation *Pinetum empetroso-myrtillosum*.

Weshalb reicht *Empetrum nigrum* auf trockenen Sandböden an der Ost- und Nordseeküste so weit nach Süden? Die Erklärung dafür liegt wahrscheinlich in dem kühleren und feuchteren Lokalklima längs der Küste. Alle anderen Kenn- und Trennarten des *Empetro nigri-Pinetum* haben keine so enge Bindung an ein entsprechendes Mesoklima und sind auch in anderen Pflanzengesellschaften in Polen und Rußland weit verbreitet.

HEINKEN & ZIPPEL (1999) geben dieselbe Assoziation für die Ostseeküste in Vorpommern an. Die Stetigkeit von *Empetrum nigrum* ist dort allerdings sehr niedrig, dafür werden *Galium album*, *Hieracium umbellatum* und *Polypodium vulgare* als Trennarten des *Empetro nigri-Pinetum* angeführt. Diese Gesellschaft hat jedoch nur wenige Gemeinsamkeiten mit den *Empetrum nigrum*-reichen Kiefernwäldern im nordwestlichen Rußland.

Die Assoziation *Peucedano-Pinetum* Matuszkiewicz 1962 ist ein subkontinentaler Kiefernwald. Diese Assoziation wird charakterisiert durch eine Artengruppe aus *Convallaria majalis*, *Solidago virgaurea*, *Scorzonera humilis*, *Peucedanum oreoselinum*, *Polygonatum odoratum*, *Anthericum ramosum* und *Geranium sanguineum* (MATUSZKIEWICZ 1984). Auf trockeneren und wärmeren Standorten enthält die Subassoziation *pulsatilletosum* folgende Trennarten: *Thymus serpyllum*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Pulsatilla patens*, *Lycopodium complanatum* und *Antennaria dioica*, die Subassoziation *typicum* ist dagegen durch *Rubus saxatilis*, *Orthilia secunda*, *Pteridium aquilinum* und *Polytrichum formosum* differenziert (W. & J. MATUSZKIEWICZ 1973).

A. SOKOŁOWSKI (1979) beschreibt die Assoziation *Calamagrostio arundinaceae-Pinetum* aus Nordostpolen. *Calamagrostis arundinacea* dominiert in der Krautschicht dieser Gesellschaft, und ihre Kennarten sind *Koeleria grandis* (= *polonica*), *Viola rupestris*, *Prunella grandiflora*, *Astragalus danicus* und *Neottianthe cucullata*.

Beide Assoziationen entsprechen nicht den Kiefernwaldeinheiten in Osteuropa. Dort sind Kiefernwälder mit hoher Abundanz von *Calamagrostis arundinacea*, *Convallaria majalis*, *Pteridium aquilinum* und *Rubus saxatilis* vom südlichen Teil der mittelborealen Unterzone bis zur hemiborealen Unterzone weit verbreitet. Es handelt sich um echte boreale Gesellschaften, denen nemorale und thermophile bzw. relativ xerophile Arten vollständig fehlen. Sie stellen Ersatzgesellschaften auf frischen, verhältnismäßig reichen Böden nach Bränden in Fichtenwäldern dar, in denen die Fichte allmählich wieder Fuß faßt und die Kiefer verdrängt.

Xerophytische Kiefernwälder haben mit diesen Wäldern nur wenige gemeinsame Arten. Sie kommen auf trockenwarmen Standorten in der südborealen Unterzone vor und sind nach Süden bis in die Steppenzone verbreitet. Trennarten für die xerophytischen Kiefernwälder im nordwestlichen Rußland sind *Pulsatilla patens*, *Viola rupestris*, *Jasione montana*, *Dianthus arenarius*, *Astragalus arenarius*, *Dracocephalum ruyschiana* und *Gypsophila fastigiata*. Außerdem haben *Centaurea sumensis*, *Potentilla arenaria*, *Koeleria glauca* und *Jurinea cyanooides* in den südlichen und östlichen Regionen höhere Stetigkeit. Diese Artengruppe unterscheidet sich bis auf wenige Arten deutlich von der Trennartengruppe der analogen Kiefernwälder in Zentraleuropa. Außer den angeführten Arten kommen in der Krautschicht *Calluna vulgaris*, *Carex ericetorum*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Festuca ovina* und *Polygonatum odoratum* vor. Alle diese Arten haben eine weite Verbreitung in borealen Kiefernwäldern. Die Abundanz der borealen Arten vermindert sich allerdings in südlicher Richtung, und viele reichen nicht bis an die südliche Arealgrenze der Kiefernwälder. Flechten wie *Cladina arbuscula* und *C. rangiferina* sind hier oft vertreten, und *Pleurozium schreberi* herrscht häufig in der Mooschicht.

Steppenarten spielen dagegen in den Kiefernwäldern Osteuropas keine bedeutende Rolle, ihre Abundanz ist gering. Die Kennarten der xerophytischen Kiefernwälder breiten sich nach Bodenfeuer und Kahlschlag aus, sobald die Mooschicht zerstört wird. Im Prozeß der Regeneration vermindert sich ihre Abundanz wiederum.

Die Kiefernwälder der Steppen- und Waldsteppenzone sind demgegenüber durch echte Steppenarten charakterisiert, zum Beispiel *Stipa joannis*, *Poa angustifolia*, *Festuca beckeri*, *Kochia lanifolia*, *Thymus pallasianus* und *Achillea gerberi* (SUKATCHEV 1931; BELGARD 1950).

3 Fazit

Die borealen und hemiborealen Wälder Europas bilden eine komplexe Formation. Sie nehmen ein sehr großes Areal ein und besiedeln sehr unterschiedliche Standorte. Die Vegetationskarte Europas spiegelt ihre ökologische und insbesondere geographische Differenzierung wider. Die Schaffung einer für ganz Europa gültigen Klassifikation der Pflanzengesellschaften dieser Formation steht jedoch noch aus und stellt sich als wichtige Aufgabe für die nahe Zukunft.

Literatur

- BELGARD, A.L. (1950): Lesnaja rastitelnost jugo-vostoka Ukrainy. – Kiev (Izd. Kiev Universitet) 263 p. (russisch).
- HEINKEN, T. & ZIPPEL, E. (1999): Die Sand-Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) im norddeutschen Tiefland: syntaxonomische, standörtliche und geographische Gliederung. – Tuexenia 19: 55-106.
- MATUSZKIEWICZ, W. (1984): Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. – Warszawa (Państwowe Wydawnictwo Naukowe) 298 S.
- MATUSZKIEWICZ, W. & MATUSZKIEWICZ, J. (1973): Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk lesnych Polski. 2. Bory sosnowe. – Phytocoenosis 2(4): 273-356.
- SOKOŁOWSKI, A. (1979): Trzcinnikowo-sosnowy bór mieszany (Calamagrostio arundinaceae-Pinetum) w północno-wschodniej Polsce. – Fragmenta floristica et geobotanica 25(4): 485-492.
- SUKATCHEV, V.N. (1931): Tipy lesa Busulukskogo bora. – Trudy i issledovania po lesnomu chozjaistvu 13: 110-241. (russisch).

WOJTERSKI, T. (1964): Bory sosnowe na wydmach nadmorskich na Polskim wybrzeżu. – Poznań, 217 S.

Adresse des Autors:

Prof. Dr. Vladislav I. Vasilevich
Komarov Institute of Botany
ul. Prof. Popova 2
197022 St. Petersburg
RUSSLAND

Regional Mire Complex Types in Europe

Regionale Moorkomplex-Typen in Europa

KAMIL RYBNÍČEK

Abstract

Earlier attempts to delimit the major regional mire complex types are discussed. The latest attempt, based on the results of the Map of the Natural Vegetation of Europe (scale 1 : 2,500 000), published recently by BOHN et al. (2000/2003), is presented. This version (Figure 1) refines and corrects the proposal by LANG (1994).

Major changes and corrections proposed can be found especially in the distribution and limits of the blanket and raised bogs in North West Europe. Polygonal mires are shown to exist in the extreme north east of Europe. The boundary between aapa mires and raised- and wooded bogs is also made more precise in N.E. Europe. It has also been possible to refine the extent and limits of montane and submontane raised bogs in Central, South West and South East Europe.

In general, fen vegetation is typically of azonal character, while the most of hemiboreal, boreal and subarctic mire types (lowland raised bogs, aapas, palsas and polygonal mires) can be considered as rather semizonal (intrazonal sensu ALJECHIN 1951).

Zusammenfassung

Frühere Ansätze zur Abgrenzung der größeren regionalen Moorkomplex-Typen in Europa werden diskutiert. Der jüngste Entwurf, der auf den kürzlich veröffentlichten Ergebnissen der Vegetationskarte Europas im Maßstab 1: 2,5 Mio.beruht (Bohn et al. 2000/2003), wird vorgestellt. Diese Version (Abb.1) stellt eine Verfeinerung und Korrektur der Karte von LANG (1994) dar.

Größere Änderungen und Korrekturen wurden vor allem bei der Verbreitung und Abgrenzung der Decken- und Hochmoore in NW-Europa vorgenommen. Vorkommen von Polygonmooren werden für den äußersten Nordosten Europas ausgewiesen. Auch die Grenzziehung zwischen Aapamooren und Hoch- sowie Waldmooren wurde für NO-Europa präzisiert. Ferner konnten Ausdehnung und Abgrenzung der montanen und submontanen Hochmoore in Mittel-, SW- und SO-Europa präzisiert werden.

Niedermoore haben im allgemeinen azonalen Charakter, während die meisten hemiborealen, borealen und subarktischen Moortypen (Flachland-Hochmoore, Aapa-, Palsa- und Polygonmoore) eher als semizonal (intrazonal sensu ALJECHIN 1951) gelten können.

1 Introduction

By definition, vegetation complexes are composed of several plant communities dependent on the variety and quality of particular habitats and environments. They differ therefore in different parts of the world and especially in Europe. This is naturally true also in the case of mires, their communities and their complexes.

Attempts to characterize and delimit the specific mire complexes in different geographic and vegetation regions of the European continent date back to at least the 18th century (see the historical survey about "Moorforschung" in OVERBECK 1975: 23-45). CAJANDER (1913) promoted the division of mire complexes according to their regional distribution. He distinguished palsa mires (Hügelmoore oder Palsamoore), aapa mires (Aapamoore), Karelian mire complex (Karelischer Moorkomplex) and raised bogs (Hochmoore) from the north to the south of Finland. There have been many subsequent attempts to classify and delimit the mire complex types at a European and regional scales (see below). However, no author has had the actual knowledge concerning the whole continent at his disposal. The international project to compile the Map of the Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000/2003) based on a unified methodology provides the first opportunity to correct, refine and supplement existing views and versions.

2 Previous attempts to classify the mire complex types in Europe

The non-cartographic proposal by CAJANDER (1913) was first presented in a map by AUER (1927). Shortly afterwards GAMS & RUOFF (1929) published a relatively detailed map of all mire types recognized in the broader Baltic region, and BÜLOW (1929) presented a map of the distribution of major raised bog types in Europe. A further important refinement of previous classifications occurred only after World War II. The well known and precise maps by RUUHIJÄRVI (1960) and EUROLA (1962) for Finland served as the basis for new proposals for classifying mires covering the whole of Europe or its regions. While ALETSEE (1967) tried to classify just ombrotrophic bogs, KAC (1948, 1971) produced a map of the provinces of all mire types, both ombro- and minerotrophic, for the whole continent. MOORE & BELLAMY (1974) published a very schematic and general map of the spatial distribution of mire complexes in Europe, and SJÖRS (1982) presented his division of regional mire types in northern parts of Europe. BOČ & MASING (1979, 1982) simultaneously covered the area of the former USSR. GOODWILLIE (1980) published maps of mire complex types in the member countries of the European Council. ZUREK (1984) used new data and mapping results published principally by JURKOVSKAJA (1980) and tried to correct the map of KAC (op.cit.). Nevertheless, neither of those maps has adequately expressed the actual situation which pertains in western, central and southern parts of Europe. New attempts to construct a modern map of the distribution of major regional mire types have been undertaken by SUCCOW & JESCHKE (1986), LANG (1994), and more recently by JESCHKE, KNAPP & SUCCOW (2001) and DIERSSEN & DIERSSEN (2001). Important sources of information about the situation in the former USSR are the vegetation map by GRIBOVA et al. (1987) and the work by JURKOVSKAJA (1992).

3 Present proposal

The proposal presented here (Figure 1) is based on the map by LANG (1994). That map includes nearly all the major regional mire complex types for the whole of Europe: it is simple, clear and reflects most of the previous works. Using the results of the Map of the Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000/2003) we have tried to draw the presently recognized limits between the individual mire complex types. These have been verified by national maps of mire ecosystems in most of the European states.

The main changes concern principally the delimitation and inclusion of polygonal mires in the extreme N.E. of Europe. Other corrections have been made to the boundaries between the regions of aapa mires and raised and wooded bog regions in Russia. In the British Islands the area of blanket bog types

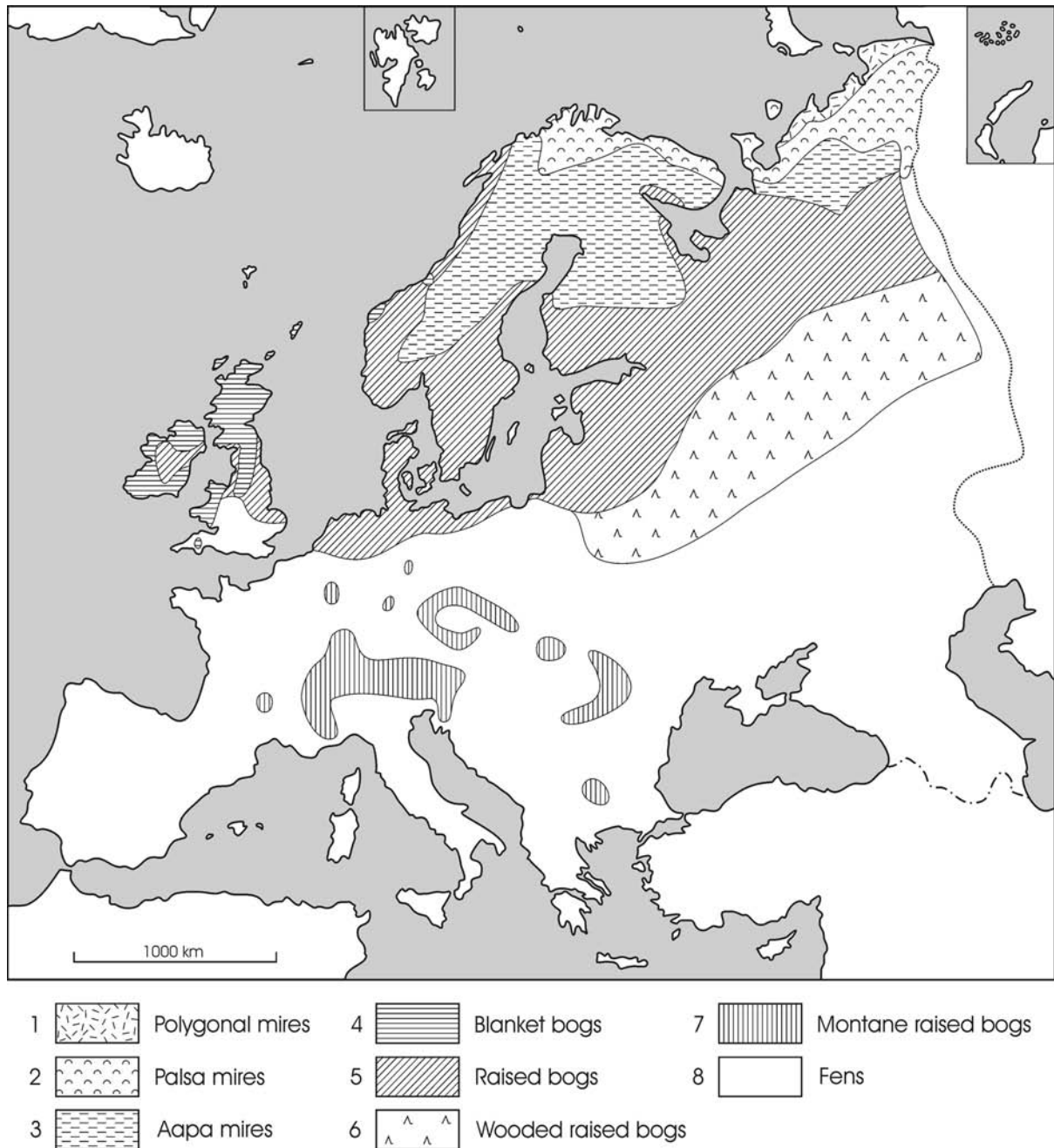


Figure 1: Schematic distribution of dominant regional mire complex types in Europe. Based on the map by LANG (1994) and adapted according to the Map of Natural Vegetation of Europe and some other information. Explanations: 1. Polygonal mires; 2. Palsa mires; 3. Aapa mires; 4. Blanket bogs; 5. Ombrotrophic (plane -, plateau -, kermi -) lowland raised bogs; 6. Wooded continental raised bogs; 7. Montane and submontane raised bogs. 8. Minerotrophic fens.

has been enlarged while that of raised bogs has been reduced. The occurrence of blanket bogs along the western coast of Norway has been limited into two small areas in the coastal islands. The extent of montane and submontane raised bogs in S.W. and S.E. Europe has also been reduced. When compiling the present map we also took into account data and information about the scattered, small-scale occurrences of particular mire types, e.g., the existence of oceanic raised bogs in Brittany even though it was not possible to include these in the European vegetation map.

The schematic map presented here cannot depict all exceptional mire types or the intermixing of mire types. Therefore, the principal map should be consulted for details, regarding the distribution of particular mapping units.

4 Regional mire complex types and mapping units

A comparison of European regional mire complex types depicted in Figure 1 with the mapping units shown in the Map of the Natural Vegetation of Europe is presented in Table 1 (for the list of mapping units see BOHN et al. 2000, part 2, Legend). The dominant mire types of the subarctic, the polygonal and palsa mires, which are represented by one unit each (S13 and S14 respectively), seem to be very homogenous. Slightly more differentiation exists among the boreal aapa mires. In the vegetation map we have distinguished two units, namely the western (suboceanic) S15 and the eastern (subcontinental) S16 ones. In addition, a more or less unbroken transition between the northern and southern aapa mire complexes can be distinguished. Blanket bogs of extremely humid parts of the British Islands and part of the Norwegian coast are represented by three mapping units (S5-S7).

Table 1: Relation of mapping units of the Map of Natural Vegetation of Europe to dominant mire complex types.

Mire complex type	Mapping units	Number of units
1. Polygonal mires	S13	1
2. Palsa mires	S14	1
3. Aapa mires	S15, S16	2
4. Blanket bogs	S 5-7	3
5. Ombrogenous raised bogs	S 1-4, S8, S9	6
6. Wooded raised bogs	S12	1
7. Montane & submontane raised bogs	S10, S11	2
8. Minerotrophic fens	S 17-24	8
- swamp mires	S 25-26	2

Ombrogenous lowland raised bogs in the southern boreal, hemiboreal and northern temperate (nemoral) vegetation zones also form a more or less distinct and compact area of occurrence, even though their morphology and surface patterns differ between the oceanic, subcontinental and continental parts of Europe: they can be treeless and relatively flat with indistinct surface pattern in the west but to the east they can be distinctly domed. Typical surface patterns are developed in concentric and eccentric kermi raised bogs. A distinct type of raised bog exists on sea terraces in the White Sea area. All these morphological bog types are represented by six units (S1-S4, S8, S9) in the vegetation map. On the other hand, wooded raised bogs of continental Europe have just one unit (S12). Montane and submontane raised bogs are discontinuously spread mostly over the mountain chains and/or their foothills in central and southeastern Europe. They are of a different morphology, origin, development and age. Montane raised bogs, partly with dwarf forms of *Pinus mugo* agg., are all included in unit S10. Submontane wooded bogs with *Pinus rotundata* are represented by mapping unit S11.

Minerotrophic fens are very heterogeneous in their vegetation, morphology, development and age. They occur over the whole of Europe regardless of any regionality. As a result it was necessary to establish 10 specific mapping units. S17-S24 cover different types of brown moss and *Sphagnum* fens occurring from the subarctic to the Mediterranean. Units S25 and S26 represent swamp (tall sedge) fen mires, concentrated principally in the southernmost (Mediterranean, Pontic, Colchic) parts of Europe.

5 Zonality or azonality of regional mire complex types

In contrast to terrestrial zonal vegetation (forests, tundras, steppes, etc.) mires in general are considered to be of azonal character, similarly to, e.g., alluvial vegetation, aquatic vegetation, etc., as they are directly dependent on hydrological factors and rather independent of macroclimatic conditions. Nevertheless, as indicated in the preceding paragraph, at least some mire complex types display a distinct zonation related to the bioclimatic zones of terrestrial climax vegetation: polygonal and palsa mires co-form the vegetational complex of the subarctic tundra zone, aapa mires appear in the northern and middle boreal vegetation zones of the taiga. Lowland raised bogs of different types are typical for the southern boreal, hemiboreal and neighbouring parts of temperate (nemoral) vegetation of southern taigas and mixed deciduous forests. Similarly, the continental wooded raised bogs occur mostly in the hemiboreal and temperate zones of mixed deciduous forests. To a certain degree this is true also for blanket bogs. All of these regional mire complex types form a more or less dominant and constant accompaniment within particular zonal vegetation. However, in this connection it has to be stressed that the long-term postglacial development of both components within a zone differs and that it has been controlled by quite different environmental factors or influences and by different florogenetic sources.

In this respect, it has to be acknowledged that these regional mire complex types reveal a certain indirect dependence on climate and show, at least in parts, some important features of vegetational zonality. Evaluating all the above information we can, in accordance with ALJECHIN (1951), denote these mires as intrazonal. They do not form any particular vegetation zone, being controlled by specific hydrological, trophic and mesoclimatic conditions of the environment. However, the macroclimatic situation indirectly determines to a high degree the qualities and intensities of these direct influences. These mire types are characteristic elements of the particular vegetational bioclimatic zones.

This is less true in the case of the montane and submontane raised bogs and, especially, minerotrophic fens and swamp mires as they are not strictly bound to the specific zonal vegetation. Fens and swamps are distributed over the whole of Europe and in all vegetation zones from the lowlands to the high mountains and from the subarctic to the Mediterranean and Black Sea regions. These mire complex types are, of course, typical examples of azonality.

Acknowledgement

The author is indebted to all colleagues who have contributed to the European mapping of mires. The following colleagues should be especially mentioned: S. Eurola (Finland), T.K. Jurkovskaja (the former territory of the U.S.S.R.), A. Moen (Norway), H. Sjörs (Sweden) and other national mire experts. My special thanks are due to John Cross and John Rodwell who have contributed to

redrawing of the limits between raised and blanket bogs in the British Islands. John Cross also kindly corrected the English of this paper. The work was partly supported by grants No. 206/99/1240 and 206/02/0568 of the Grant Agency of the Czech Republic as well as by the Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, projects No. AVOZ 6005908 and KSK 6005114.

References

- ALETSEE, L. (1967): Begriffliche und floristische Grundlagen zu einer pflanzengeographischen Analysen der europäischen Regenwassermoorstandorte. – *Beitr. Biol. Pflanzen* 48: 117-283.
- ALJECHIN, V.V. (1951): *Rastitelnost SSSR v osnovnyh zonach*. 2nd ed. – Moskva, 511 p.
- AUER, V. (1927): Untersuchungen über die Waldgrenzen und Torfboden in Lappland. – *Comm. Inst. Quaest. Forest. Finland, Helsinki*, 12/4: 1-52.
- BOC, M.S. & MASING, V. (1979): *Ekosistemy bolot SSSR*. – Leningrad, 188 p.
- BOČ, M.S. & MASING, V. (1982): Mire ecosystems of the U.S.S.R. – In: GORE, A.J.P. [Red.]: *Mires: swamp, bog, fen and moor – Ecosystems of the world*. Vol. 4A and Vol. 4B. Vol. 4B. – Amsterdam (Elsevier) p. 95-152.
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): *Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe*. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BÜLOW, K. VON (1929): *Allgemeine Moorgeologie*. – Berlin, 308 p.
- CAJANDER, A.K. (1913): Studien über die Moore Finlands. – *Acta forestalia Fennica* 2/3: 1-208.
- DIERSSEN, K. & DIERSSEN, B. (2001): Moore. – In: POTT, R. [Hrsg.]: *Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*. – Stuttgart (Ulmer) 230 S.
- EUROLA, S. (1962): Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. – *Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. „Vanamo“* 33/2: 1-243.
- GAMS, H. & RUOFF, S. (1929): *Geschichte, Aufbau und Pflanzendecke des Zehlaubruches*. – *Schr. k. Phys.-Ökon. Ges. Königsberg*, 66/1: 1-192.
- GOODWILLIE, R. (1980): Europe's peatlands. – *Nature and environment series*, 19: 1-75, Strasbourg (Council of Europe).
- GRIBOVA, S.A. et al. (1987): *Rastitelnost evropejskoj časti SSSR i Kavkaza*, 1: 2.000.000. – Moskva, sheet 1-4.
- JESCHKE, L.; KNAPP, H.D. & SUCCOW, M. (2001): Moorregionen Europas. – In: SUCCOW M. & JOOSTEN H.: *Landschaftsökologische Moorkunde*. – Stuttgart, p. 256-264.
- JURKOVSKAJA, T.K. (1980): Bolota. – In: GRIBOVA, S.A. et al. (Red.): *Rastitelnost evropejskoj časti SSSR*. – Leningrad, p. 300-345.
- JURKOVSKAJA, T.K. (1992): *Geografija i kartografija rastitelnosti bolot evropejskoj Rossii i sopredelnych territorij*. – *Trudy Bot. Inst. Komarova*: 4: 1-256, Sankt-Peterburg.
- KAC, N.JA. (1948): *Tipy bolot SSSR i zapadnoj Evropy i ich geografičeskoe rasprostraneniye*. – Moskva, 320 p.
- KAC, N.JA. (1971): *Bolota zemnogo šara*. – Moskva, 296 p.
- LANG, G. (1994): *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas*. – Jena (Fischer) 462 S.
- MOORE, P.D. & BELLAMY, D.J. (1974): *Peatlands*. – London, 221 p.

- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde. – Neumünster (Wachholtz) 719 S.
- RUUHIJÄRVI, R. (1960): Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. – Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. „Vanamo” 31/1: 1-360.
- SJÖRS, H. (1982): Mires of Sweden. – In: GORE A.J.P. [Red.]: Mires: swamp, bog, fen and moor – Ecosystems of the world. Vol. 4A and 4B. Vol. 4B. – Amsterdam (Elsevier) p. 69-95.
- SUCCOW, M. & JESCHKE, L. (1986): Moore in der Landschaft. – Jena, 268 S.
- ZUREK, S. (1984): Verteilung und Charakter europäischer Moore. – Telma 14: 113-125.

Author's address:

Dr. Kamil Rybníček
Institute of Botany, Czech Academy of Sciences
Poříčí 3b
603 00 Brno
CZECH REPUBLIC
Fax-Nr.: + 4205 43 215 774

The Ecological Classification of Desert and Steppe Vegetation on the European Vegetation Map

Ökologische Gliederung der Wüsten- und Steppenvegetation in der Karte der natürlichen Vegetation Europas

IRINA N. SAFRONOVA

Abstract

The classification of desert and steppe vegetation on the European Vegetation Map follows the Russian dominant-determinant concept. This classification has a hierarchical structure. In the construction of this classification we use syntaxonomic units whose names coincide with those of the Braun-Blanquet classification but differ in their content (association, formation). In the map legend they are adopted with the ranks appropriate for the given map.

In the northern Caspian Region the vegetation cover is rather uniform. Desert communities of only five formations with the dominant-determinant species *Artemisia lerchiana*, *A. pauciflora*, *A. arenaria*, *Anabasis salsa*, and *Atriplex cana* play a noticeable role. The deserts of the eastern Transcaucasus region support a different set of formations. Five of these contain communities with the dominant species *Artemisia fragrans*, *A. szowitsiana*, *Salsola nodulosa*, *S. ericoides* and *S. dendroides*.

In Europe steppes occupy a much larger territory than deserts. On the vegetation map the latitudinal and longitudinal regularities of distribution of steppe formations are shown. They are dominated and characterized by *Stipa tirsia*, *S. zalesskii*, *S. anomala*, *S. ucrainica*, *S. capillata*, *S. lessingiana* and *S. sareptana*.

The break-down of the desert and steppe vegetation into subzones, formations, habitat types, communities and geographic variants is displayed in synoptic tables with the respective diagnostic species.

Zusammenfassung

Die Gliederung der Wüsten- und Steppenvegetation in der Vegetationskarte Europas beruht auf dem russischen Dominanten-Determinanten-Konzept. Sie hat eine hierarchische Struktur, wobei die einzelnen Bausteine entsprechend den syntaxonomischen Einheiten der Braun-Blanquet-Klassifikation benannt sind, aber inhaltlich davon abweichen.

Die Kartenlegende hat ebenfalls eine hierarchische Struktur, und die Vegetationseinheiten haben unterschiedlichen syntaxonomischen Rang. Die Auswahl und Fassung der Kartierungseinheiten richtet sich nach dem Kartenmaßstab und der Verbreitung der natürlichen Vegetationstypen.

In der nordkaspischen Region ist die Vegetation ziemlich uniform. Eine nennenswerte Rolle spielen nur Gesellschaften von 5 Wüsten-Formationen mit folgenden kennzeichnenden und dominierenden Arten: *Artemisia lerchiana*, *A. pauciflora*, *A. arenaria*, *Anabasis salsa* und *Atriplex cana*. Die südlicher gelegenen Wüsten von Ost-Transkaukasien unterscheiden sich durch eine andere Formationszusammensetzung. Dort dominieren die 5 Arten *Artemisia fragrans*, *A. szowitsiana*, *Salsola nodulosa*, *S. ericoides* und *S. dendroides*.

Steppen nehmen in Europa eine bedeutend größere Fläche ein als Wüsten. In der Vegetationskarte sind

die Gesetzmäßigkeiten ihrer Breiten- und Längenerstreckung sowie -differenzierung dargestellt. Dominierende und kennzeichnende Arten der einzelnen Formationen sind: *Stipa tirsia*, *S. zaleskii*, *S. anomala*, *S. ucrainica*, *S. capillata*, *S. lessingiana* und *S. sareptana*.

Die Differenzierung der Wüsten- und Steppenvegetation in Unterzonen, Formationen, Standortstypen, Gesellschaften und geographische Ausbildungen mit Angabe der jeweils kennzeichnenden Arten ist in Übersichtstabellen dargestellt.

1 Introduction: which desert and steppe vegetation types occur in Europe

In Europe deserts and steppes are concentrated in the south-east. The boundary between the Eurasian steppe zone and the Sahara-Gobian deserts coincides approximately with the limit between the areas of light-chestnut and brown soils and runs in the Caspian Region along the Kuma River (Cis-Caucasus), then to the north along the Eastern Jergeni up to 48° N and along this parallel to the east.

Desert vegetation on the Caspian and Turanian plains is represented by communities of xerophilous and hyperxerophilous (drought resistant), micro- and mesothermic (frost resistant) plants belonging to various growth forms, mainly dwarf semishrubs, semishrubs, shrubs, semitrees and also perennial and annual herbs. Among the perennial and annual herbs a significant role belongs to ephemeroids, long-vegetating and short-vegetating (ephemeral) annuals (KOROVIN 1961, RACHKOVSKAYA et al. 1989, SAFRONOVA 1996).

The dominating life form is dwarf semishrub. Communities of dwarf semishrubs of the genus *Artemisia* subgenus *Seriphidium* (*Asteraceae*) and of the genera *Anabasis*, *Salsola* and other *Chenopodiaceae* are distributed in various habitat types, including plains and hill slopes, on clay, loam, sandy-loam, debris and stony soils, on sand, takyr and solonchaks¹.

Shrub communities with species of the genera *Atraphaxis*, *Calligonum*, *Caragana*, *Ephedra*, *Haloxylon*, *Salsola*, etc., and semishrubs (*Astragalus*, *Convolvulus*, *Krascheninnikovia*, *Salsola*, etc.) are distributed in habitats with more favourable moisture conditions. Within the limits of the desert zone such habitats are represented by sand (with low evaporation because of low water-absorbing capacity and suboptimal capillary action of soil water), stony-gravelly substrates of various lithology, condensing water, and solonchak depressions with high level of ground water available to plants.

On sand, sandy and stony-gravelly soils, long-vegetating (*Stipa*, *Agropyron*) and short-vegetating (*Poa*, *Catabrosella*) grasses often dominate in plant communities.

Steppe plant communities mainly consist of perennial, more or less xerophilous, microthermic (frost resistant) herbaceous plants, mostly bunchgrasses. Species of the genera *Stipa*, *Festuca*, *Agropyron*, *Koeleria*, *Cleistogenes*, *Helictotrichon*, etc. predominate. In different ecological environments communities are formed by tufted sedges (*Carex humilis*, *C. pediformis*), onions (*Allium* spp.), herbs (of the genera *Galatella*, *Crinitaria*, *Tanacetum*, etc.), dwarf semishrubs (of the genera *Artemisia*, *Thymus*, etc.) and shrubs (of the genera *Amygdalus*, *Spiraea*, *Caragana*, etc.) (LAVRENKO 1940, 1956, LAVRENKO, KARAMYSHEVA & NIKULINA 1991).

¹ Takyr – thin desert soil, mainly loamy, with dense and smooth surface cracked into polygons.

Solonchak – hydromorphic soil of steppe and desert zones characterized by high concentration of water-soluble salts in the surface layer forming salt efflorescences.

2 About classification of plant communities

The Russian classification of arid vegetation follows the dominant-determinant concept (GRIBOVA et al. 1988). This classification has a hierarchical structure. In the construction of the classification we use syntaxonomic units whose names coincide with those of the Braun-Blanquet classification but that differ in their content hierarchical ranks (association, formation). In the map legend they are adopted with the ranks appropriate for the given map.

The lowest unit is the association (a set of phytocoenoses, homogeneous in all essential characters, with similar species composition, identical synusial structure, having the same interrelationships between plants themselves and between plants and their environment). Associations with similar dominants and codominants are united into groups of associations, the latter according to life form of codominants are joined into classes of associations which in their own right are grouped into formations, characterized by the composition of similar dominants in the dominant layer (SHENNIKOV 1938, LAVRENKO 1941, 1982, SUKACHEV et al. 1957, SOCHAVA 1961, 1972, ISACHENKO & RACHKOVSKAYA 1961, NICENKO 1965, 1966, RACHKOVSKAYA 1993).

In the legend, units of different taxonomical rank are used. Accordingly, classification units at the rank of associations and classes of associations were used to show the monotonous vegetation cover of the northern Caspian Desert Region (Table 1, 2). However, one of the specific characters of the vegetation in the northern Caspian Region is its heterogeneity. To reflect this feature in the legend the terms “complex” and “combination” are used (RACHKOVSKAYA 1963, ISACHENKO 1969, GRIBOVA & ISACHENKO 1972, KARAMYSHEVA & RACHKOVSKAYA 1973, LADYGINA et al. 1995). A **Complex** is a set of regularly repeating phytocoenoses whose distribution in space is determined by various forms of microrelief and corresponding soil types. Complex vegetation cover is characteristic of plains with loamy and sandy-loamy saline soils.

A specific feature of the desert vegetation cover of the Caspian Lowland is not only the heterogeneity of its spatial structure but also the diversity caused by a mosaic of areas of different origin. This is depicted on the map as a **combination** of plant communities. In Table 3, where the combination of units for each polygon distinguished on the map is given, there is a good illustration of how often we have to use combinations, for most of the polygons are characterized by complicated vegetation. When planning economic management it is necessary to take into account these circumstances because every component of the combination is characterized by its own stability relative to anthropogenic impact.

According to the phytogeographical division of the plains in the desert region (from the boundary of the Eurasian Steppe Region in the north up to Kopet-Dag and the Tien Shan Mountains in the south) there are three latitudinal subzones: the northern, middle and southern deserts (PROZOROVSKY & MALEEV 1947, LAVRENKO 1965, RACHKOVSKAYA et al. 1990). The northern Caspian Desert Region is part of the subzone of northern deserts, while the foothills of the eastern Transcaucasus belong to the subzone of southern deserts.

Constructing the legend according to zonal-typological principles permitted the depiction of these phytogeographical (zonal-provincial) features of the European deserts (Tables 1, 2).

3 Deserts on the Vegetation Map of Europe: diversity, ecology, geography

The deserts of Europe are rather uniform. Communities of five formations play a noticeable role: three of them, dominating in the Caspian Lowland, are formations of wormwood species, while two are dominated by saltwort species, occupying small areas.

The deserts of *Artemisia lerchiana* are widely distributed in various environments on plains with loamy, sandy-loamy and sandy soils (Table. 1). Large areas in this region are covered by communities of sand wormwood (*A. arenaria*) confined to loose sands. In these communities participation of shrubs is appreciable. Communities of black wormwood (*A. pauciflora*) are spread on solonetz and saline soils. Often these communities consist only of one species or include some annuals. On solonchak-solonetz they are codominated by *Camphorosma monspeliaca*.

On the right bank of the Ural River (and eastwards) large areas are covered by perennial saltwort deserts on saline soils; these are monodominant communities of *Anabasis salsa* and communities of *Atriplex cana*.

Table 1: Ecological-phytocoenotical dominant-determinant classification of European deserts.

Subzone on the European Vegetation Map	Formation	Ecotype	Association, complex of communities	Caspian Lowland	Eastern Trans-caucasus
Northern lowland plain deserts	<i>Artemisia lerchiana</i>	pl ¹	<i>Artemisia lerchiana</i>	+	
		pl hal	<i>Artemisia lerchiana-nabasis aphylla</i>	+	
		hps	<i>Artemisia lerchiana-Poa bulbosa</i>	+	
		hps	<i>Artemisia lerchiana-Stipa sareptana</i>	+	
		hps	<i>Artemisia lerchiana-Stipa lessingiana</i>	+	
		ps	<i>Artemisia lerchiana</i> with <i>Calligonum aphyllum</i>	+	
		ps hal	<i>Artemisia lerchiana</i> with <i>Calligonum aphyllum</i> and <i>Krascheninnikovia ceratoides</i>	+	
	<i>Artemisia pauciflora</i>	pl hal	<i>Artemisia pauciflora</i>	+	
		pl hal	<i>Artemisia pauciflora-Camphorosma monspeliaca</i>	+	
	<i>Artemisia arenaria</i>	ps	<i>Artemisia arenaria-Calligonum aphyllum</i>	+	
<i>Anabasis salsa</i>	pl hal	<i>Anabasis salsa</i>	+		
<i>Atriplex cana</i>	pl hal	<i>Atriplex cana</i>	+		
Southern foothill deserts	<i>Artemisia fragrans</i>	pl	<i>Artemisia fragrans-Poa bulbosa, Catabrosella humilis</i>		+
	<i>Artemisia szowitsiana</i>	pl hal	<i>Artemisia szowitsiana-annual saltworts</i>		+
	<i>Salsola nodulosa</i>	pl hal	<i>Salsola nodulosa-Poa bulbosa, Catabrosella humilis</i> with <i>Artemisia fragrans</i>		+
	<i>Salsola ericoides</i>	pl hal	<i>Salsola ericoides-Poa bulbosa, Catabrosella humilis</i> with <i>Artemisia fragrans</i>		+
	<i>Salsola dendroides</i>	pl hal	<i>Salsola dendroides-Poa bulbosa, Catabrosella humilis</i> with <i>Artemisia fragrans</i>		+

¹ pl – pelitophytic, pl hal – pelitophytic halophytic, hps – hemipsammophytic, hps hal – hemipsammophytic halophytic, ps – psammophytic, ps hal – psammophytic halophytic

Solonchak depressions are rather widely distributed in the Caspian Lowland. Around sors (solonchaks lacking vegetation) vegetation cover is formed by communities of hyperhalophytic annual saltworts and perennial saltworts, belonging mostly to the following formations: *Halocnemum strobilaceum*, *Kalidium foliatum*, *Atriplex verrucifera*, *A. cana* (Table 2).

The deserts of the eastern Transcaucasus Region differ from those of the northern Caspian Region by a set of formations (see Table 1). They include the communities of two wormwood species (*Artemisia fragrans* and *A. szowitsiana*) and of three perennial saltworts (*Salsola nodulosa*, *S. ericoides* and *S. dendroides*). Ephemeroïd grasses (*Poa bulbosa* and *Catabrosella humilis*) constantly occur in these communities.

On solonchaks in the eastern Transcaucasus, communities of several formations (*Halostachys belangeriana*, *Suaeda microphylla*, *Gamanthus pilosus*, *Zeidlitzia florida*) are characteristic in addition to the communities of the same formations as in the northern Caspian Region (*Halocnemum strobilaceum*, *Atriplex verrucifera* and annual saltworts) (Table 2).

The vegetation of the northern Caspian Region is species-poor and represented by a small number of ecotypes correlated with the low diversity of environmental conditions in the area. The Vegetation Map of Europe shows exactly the peculiarities of their distribution.

To the west of the Volga River, extensive plains with sandy-loamy soils are occupied by hemipsammophytic deserts of the *Artemisia lerchiana*-*Poa bulbosa* type which is locally combined with psammophytic types on sand: *Artemisia lerchiana*-*Calligonum aphyllum* and *Artemisia arenaria*-*Calligonum aphyllum* with *Krascheninnikovia ceratoides*. The pelitophytic desert complex is distributed along the steppe boundary as a narrow strip. Depending on salt concentration, the communities of *Artemisia lerchiana* (on soils with lower salt concentrations) and those of *Artemisia pauciflora* (on soils with higher salt concentrations) predominate alternately in complexes.

Table 2: Formations on solonchak.

Formation	Northern deserts in the Caspian Lowland	Southern foothill deserts in eastern Trans-caucasus
<i>Atriplex cana</i>	+	
<i>Kalidium foliatum</i>	+	
<i>Halocnemum strobilaceum</i>	+	+
<i>Atriplex verrucifera</i>	+	+
Annual saltworts	+	+
<i>Kalidium caspicum</i>		+
<i>Halostachys belangeriana</i>		+
<i>Suaeda microphylla</i>		+
<i>Gamanthus pilosus</i>		+
<i>Zeidlitzia florida</i>		+

On the Volga-Ural interfluvial psammophytic deserts predominate. In terms of the area covered, the dominant communities are those of *Artemisia lerchiana* with grasses (*Stipa sareptana*, *S. lessingiana*) or psammophytic shrubs and semishrubs (*Calligonum aphyllum*, *Krascheninnikovia ceratoides*) on flat sands, stabilized dunes and plains with sandy soils. Communities of *Artemisia arenaria* are widely distributed, with constant participation of *Calligonum aphyllum* restricted to semi-moving sands on hills and ridges. Locally, shrub deserts (*Calligonum aphyllum*, *Tamarix ramosissima*, *T. laxa*) are found on the weakly stabilized sands of barchans.

The hemipsammophytic *Artemisia lerchiana*-*Poa bulbosa* communities are characteristic of areas on both sides of the Volga River, but their ranges are smaller than those of psammophytic types. Complex

Table 3: Combination of desert vegetation units within map polygons on the European Vegetation Map.

Code of the map legend	Ecological characteristic	Combination of mapping units in polygons	Number of polygons
O1	pelitophytic	O1	1
		a) O1+O2	2
		c) O1+O6	1
		bc) O1+O5+O6	2
O2	pelitophytic–halophytic	O2	4
O3	pelitophytic, strongly halophytic	O3	1
		a) O3+O1	1
O4	hemipsammophytic	O4	2
		a) O4+O1	1
		b) O4+O2	3
		c) O4+O6	3
		ac) O4+O1+O6	1
		bc) O4+O2+O6	2
		cd) O4+O6+d	1
O5	psammophytic	b) O5+O4	1
		c) O5+O6	2
		ac) O5+O1+O6	2
		bc) O5+O4+O6	1
O6	psammophytic	O6	3
		a) O6+O1	1
		c) O6+O5	3
		bc) O6+O4+O5	2

wormwood deserts (*Artemisia lerchiana* and *A. pauciflora*) on plains with sandy-loamy soils between the Volga and Ural Rivers are concentrated on the boundary of the steppe zone as well as on the right bank of the Volga River. On the right and left banks of the Ural River, large areas are covered by pelitophytic saline desert complexes. In these complexes, perennial saltwort communities (*Anabasis salsa*) prevail over communities dominated by wormwood.

Characteristic features of the vegetation cover of the northern Caspian Region are halophytic deserts on solonchaks. To the east of the Volga River they occur more frequently and occupy large areas.

The deserts of the eastern Transcaucasus are spread on the Kura-Araks lowland and extend rather far to the inland of the southern Transcaucasus along the Araks Valley. In the western part of this lowland, wormwood communities of *Artemisia fragrans* dominate in the vegetation. In the eastern part, large areas are occupied by halophytic dwarf semishrub saltwort communities of *Salsola dendroides*, *S. ericoides* and *S. nodulosa*. Throughout the whole of the eastern Transcaucasus, communities of the endemic wormwood *Artemisia szowitsiana* are encountered in small areas with solonchak soils.

4 Steppes on the Vegetation Map of Europe: diversity, ecology, geography

Steppes in Europe occupy a much larger area than deserts. The same ecological-phytocoenotical approach was used for the classification of the steppe vegetation (carried out in this case by Z. V. Karamysheva, St. Petersburg, Russia) as was used for deserts while the construction of the legend followed the zonal-typological principle. This has made it possible to show the latitudinal and longitudinal regularities in distribution of the steppe formations on the map (Table 4).

In the northern part of the steppe zone, mesoxerophytic and xerophytic forbs are abundant alongside bunchgrasses in the composition of the communities. The geographic regularities in the distribution of communities of different formations are well marked. For example, while the communities of *Stipa tirsia* are widespread from the western to the eastern boundaries of steppes, those of *S. ucrainica* do not extend east of the Volga River. Here they are replaced by the communities of *S. zaleskii*, which have a mainly Trans-Volga distribution. The communities of three other formations (*S. capillata*, *S. lessingiana* and *S. anomala*) are widespread in the subzone of herb-bunchgrass steppes. They are confined mainly to soils of loose, fine-grained texture.

Steppes with abundant forbs are replaced to the south by more xerophilous bunchgrass steppes. In this subzone, communities of *S. lessingiana* predominate or (as in the western part) this feather grass is codominant in communities of *S. ucrainica*. In both subzones of herb-bunchgrass and bunchgrass steppes, the common feather grass is *S. capillata*. It is codominant in communities of *S. lessingiana* and dominant in anthropogenic variants.

The most southern and xerophytic steppe type is represented by dwarf semishrub–bunchgrass steppes. They are distributed in Europe only in the northern Caspian Region. Here, dwarf semishrub wormwood species such as *Artemisia taurica* and *A. lerchiana* always participate. The communities of the *Stipa sareptana* formation play a dominant role in the vegetation cover.

Table 4: Latitudinal and longitudinal classification of steppe formations on the European Vegetation Map.

Subzone	Formation	Ecotype	Association, complex of communities	Geographical variant			
				West Pontic	Central Pontic	Trans-Volga	North Caspian
Herb-rich grass steppes	Stipa tirsia	pl ¹	<i>Stipa tirsia</i> , <i>S. lessingiana</i> - herb-rich with <i>Stipa ucrainica</i>	+	+		
		pl	<i>Stipa tirsia</i> , <i>S. lessingiana</i> - herb-rich with <i>Stipa zaleskii</i>		+		
	Stipa zaleskii	pl	<i>Stipa zaleskii</i> , <i>S. korshinskyi</i> - herb-rich			+	
Herb-grass steppes	Stipa zaleskii	pl	<i>Stipa zaleskii</i> - herbs with <i>Stipa korshinskyi</i>			+	
	Stipa ucrainica	pl	<i>Stipa ucrainica</i> , <i>S. lessingiana</i> - herbs with <i>Caragana mollis</i>	+	+		
	Stipa capillata	hps	<i>Stipa capillata</i> , <i>S. anomala</i> , <i>Cleistogenes squarrosa</i> - herbs		+		
	Stipa anomala	hps	<i>Stipa anomala</i> , <i>S. capillata</i> , <i>Cleistogenes squarrosa</i> - herbs with <i>Agropyron fragile</i>			+	

Subzone	Formation	Ecotype	Association, complex of communities	Geographical variant			
				West Pontic	Central Pontic	Trans-Volga	North Caspian
		ps	<i>Stipa anomala</i> , <i>Agropyron</i> spp., <i>Festuca beckeri</i> - herbs with <i>Artemisia marschalliana</i>		+		
	Stipa lessingiana	hps	<i>Stipa lessingiana</i> , <i>S. capillata</i> - herbs with <i>Stipa zalesskii</i>		+		
Grass steppes	Stipa lessingiana	pl	<i>Stipa lessingiana</i>		+		
		pl hal	<i>Stipa lessingiana</i> in complex with <i>Festuca valesiaca</i> - <i>Kochia prostrata</i> , <i>Artemisia santonicum</i> on solonetz, partly with <i>A. pauciflora</i>		+		
		pl hal	<i>Stipa lessingiana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Agropyron desertorum</i> in complex with <i>Artemisia pauciflora</i> on solonetz			+	
		hps	<i>Stipa lessingiana</i> , <i>S. capillata</i>		+	+	
		hps hal	<i>Stipa lessingiana</i> , <i>S. capillata</i> in complex with <i>Artemisia pauciflora</i> , <i>Kochia prostrata</i> , <i>Tanacetum achilleifolium</i> on solonetz		+	+	
	Stipa ucrainica	hps	<i>Stipa ucrainica</i> , <i>S. lessingiana</i>	+			
		hps hal	<i>Stipa ucrainica</i> , <i>S. lessingiana</i> in complex with <i>Festuca valesiaca</i> - <i>Kochia prostrata</i> , <i>Artemisia santonicum</i> on solonetz	+			
	Wormwood-grass steppes	Stipa sareptana	pl	<i>Stipa sareptana</i> , <i>S. lessingiana</i> - <i>Artemisia lerchiana</i> in complex with <i>Artemisia pauciflora</i> , <i>Kochia prostrata</i> on solonetz			
hps			<i>Stipa sareptana</i> , <i>S. lessingiana</i> , <i>S. capillata</i> - <i>Artemisia taurica</i> , <i>A. lerchiana</i>				+
hps hal			<i>Stipa sareptana</i> , <i>S. lessingiana</i> , <i>S. capillata</i> - <i>Artemisia taurica</i> , <i>A. lerchiana</i> in complex with <i>Artemisia pauciflora</i> , <i>Camphorosma monspeliaca</i> on solonetz				+
Stipa capillata		hps	<i>Stipa capillata</i> , <i>S. lessingiana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> - <i>Artemisia taurica</i> , <i>A. santonicum</i>	+	+		
		hps hal	<i>Stipa capillata</i> , <i>S. anomala</i> - <i>Leymus racemosus</i> with <i>Stipa caspia</i>				+
Artemisia pauciflora		pl hal		<i>Artemisia pauciflora</i> , <i>A. lerchiana</i> , <i>Kochia prostrata</i> , <i>Tanacetum achilleifolium</i> in complex with <i>Agropyron desertorum</i> , <i>Stipa sareptana</i> , <i>S. lessingiana</i> , <i>Festuca valesiaca</i>			
			<i>Artemisia pauciflora</i> , <i>A. lerchiana</i> - <i>Leymus ramosus</i> , <i>Agropyron desertorum</i> , <i>Stipa sareptana</i> , <i>Festuca valesiaca</i> in complex with <i>Artemisia pauciflora</i> and <i>Atriplex cana</i>				+

¹ pl – pelitophytic, pl hal – pelitophytic halophytic, hps – hemipsammophytic, hps hal – hemipsammophytic halophytic, ps – psammophytic, hal – halophytic

In the southern subzone and to a lesser extent in the middle subzone of bunchgrass steppes, large areas are occupied by wormwood communities where *Artemisia pauciflora* prevails on crust solonetz and *A. lerchiana* on deeper solonetz.

The break-down of the desert and steppe vegetation into subzones, formations, habitat types, communities and geographic variants is displayed in synoptic tables with the respective diagnostic species (Table 4). The formations of three feather grass species, *Stipa tirsia*, *S. zaleskii* and *S. anomala* are distributed only in the northern subzone of the steppe zone, namely in the subzone with herb-bunchgrass steppes. The phytocoenotic optimum of the *S. sareptana* formation is in the southern subzone with wormwood-bunchgrass steppes, and that of *S. ucrainica* and *S. lessingiana* in the middle subzone with bunchgrass steppes. The communities of the last formation play a noticeable role also northwards, but not everywhere, only under definite conditions, namely on loose, fine-grained soils. The *S. capillata* formation is characteristic of all subzones, but everywhere connected with loose, fine-grained soils.

Unfortunately, the steppe zone has been practically completely ploughed under. However at the present time, owing to the change in the intensity of economic activity (agricultural use), the process of restoration of steppe vegetation has begun here and there.

References

- GRIBOVA, S.A. & ISACHENKO, T.I. (1972): Vegetation mapping of survey scale (Kartirovanie rastitel'nosti v s'emočnyh maštabah). Field geobotany (Polevaja geobotanika). – Leningrad T. IV, p. 137-326. (in Russian)
- GRIBOVA, S.A.; KARAMYSHEVA, Z.V.; NEUHÄUSL R. & YURKOVSKAYA, T.K. (1988): Vegetation map of Europe and the problems of classification (Karta rastitel'nosti Evropy i voprosy klassifikacii). – Geobotanical mapping 1988 (Geobotaničeskoe kartografirovanie 1988), p. 3-13. (in Russian)
- ISACHENKO, T.I. (1969): Structure of vegetation cover and mapping (Složenie rastitel'nogo pokrova i kartografirovanie). – Geobotanical mapping 1969 (Geobotaničeskoe kartografirovanie 1969), p. 20-33. (in Russian)
- ISACHENKO, T.I. & RACHKOVSKAYA, E.I. (1961): Main zonal types of the Northern Kazakhstan steppe (Osnovnye zonal'nye tipy stepej Severnogo Kazačstana). Proceedings of BIN AS USSR. Seria 3: Geobotany (Trudy BIN AN SSSR. Serija 3: Geobotanika). – Leningrad, Vol. 13: 133-397. (in Russian)
- KARAMYSHEVA, Z.V. & RACHKOVSKAYA, E.I. (1973): Botanical geography of the Central Kazakhstan Steppe Region (Botaničeskaja geografija stepnoj časti Zentral'nogo Kazahstana). – Leningrad, 278 p. (in Russian)
- KOROVIN, E.P. (1961): Vegetation of Middle Asia and Southern Kazakhstan (Rastitel'nost' Srednej Azii i Ūznogo Kazahstana). – Tashkent, Book 1, 452 p. (in Russian)
- LADYGINA, G.M., RACHKOVSKAYA, E.I. & SAFRONOVA, I.N. (EDITORS) (1995): Vegetation of Kazakhstan and Middle Asia (in limits of deserts) (Rastitel'nost' Kazahstana i Srednej Azii) (v predelah pustynnoj oblasti) Scale 1 : 2500000. Explanatory text and legend of map (Pojasnitel'nyj tekst i legenda k karte). – St.-Petersburg, 130 p. (in Russian and English)
- LAVRENKO, E.M. (1940): Steppes of USSR (Stepi SSSR). Vegetation of USSR. (Rastitel'nost' SSSR). – Moscow; Leningrad, Vol. 2: 1-265. (in Russian)
- LAVRENKO, E.M. (1941): About typology of vegetation of Desert Regions of USSR (K voprosu o tipologii rastitel'nosti pustynnyh chastej SSSR). – Soviet botany (Sovetskaja botanika) Vol. 3: 157-161. (in Russian)

- LAVRENKO, E.M. (1956): Steppes and agricultural grounds in the place of steppes (Stepi i sel'skohozjajstvennye zemli na meste stepej). Vegetation cover of USSR: Explanatory text to "Geobotanical map of USSR, s. 1 : 4 000 000 (Rastitel'nyj pokrov SSSR: Pojasnitel'nyj tekst k «Geobotaničeskoj karte SSSR s. 1 : 4 000 000»). – Moscow; Leningrad, Vol. 2: 595-730. (in Russian)
- LAVRENKO, E.M. (1965): Division into provinces of the Central Asiatic and Irano-Turanian subregions of Afro-Asiatic desert region (Provincial'noe razdelenie Central'noaziatskoj i Irano-Turanskoj podoblastej Afro-Aziatskoj pustynnoj oblasti). – Botaničeskij žurnal Vol. 50(1): 3-15.
- LAVRENKO, E.M. (1982): Plant communities and their classification (Rastitel'nye soobščestva i ih klassifikacija). – Botaničeskij žurnal 67(5): 572-580. (in Russian)
- LAVRENKO, E.M.; KARAMYSHEVA, Z.V. & NIKULINA, R.I. (1991): Steppe of Eurasia (Stepi Evrazii). – Leningrad, 146 p. (in Russian)
- NICENKO, A.A. (1965): About phytocoenotypes (O fitocenotipah). – Botanical journal (Botaničeskij žurnal) Vol. 50(6): 797-810. (in Russian)
- NICENKO, A.A. (1966): About criteria for plant association (O kriterijah vydelenija rastitel'nyh asociacij). – Botanical journal (Botaničeskij žurnal), Vol. 51(8): 1085-1094. (in Russian)
- PROZOROVSKY, A.V. & MALEEV, V.P. (1947): Asian desert region (Aziatskaja pustynnaja oblast'). Geobotanical mapping (Geobotaničeskoe rajonirovanie SSSR). – Moscow; Leningrad, p. 111-147. (in Russian)
- RACHKOVSKAYA, E.I. (1963): Types of complexes of vegetation cover of dry steppe in the Central Kazakhstan and their classification (Tipy kompleksov rastitel'nogo pokrova suhoj stepi Central'nogo Kazahstana i ih klassifikacija). Proceedings of the Botanical Institute of AS USSR. Seria 3: Geobotany (Trudy BIN AN SSSR. Serija 3: Geobotanika). – Moscow; Leningrad, Vol. 15: 159-173. (in Russian)
- RACHKOVSKAYA, E.I. (1993): Vegetation of the Gobian Deserts of Mongolia (Rastitel'nost' Gobijskih pustyn' Mongolii). – St.-Petersburg, 134 p. (in Russian)
- RACHKOVSKAYA, E.I.; SAFRONOVA, I.N. & KHRAMTSOV, V.N. (1990): On the problem of vegetation cover zonality of the deserts in Kazakhstan and Middle Asia. (K voprosu o zonal'nosti rastitel'nogo pokrova pustyn' Kazahstana i Srednej Azii). – Botanical journal (Botaničeskij žurnal), Vol. 75(1): 17-26. (in Russian)
- RACHKOVSKAYA, E.I.; SAFRONOVA, I.N.; KHRAMTSOV, V.N.; AKZHIGITOVA, N.I.; BERDYEV, B.B.; VOSTOKOVA, E.A.; VYSHIVKIN, D.D.; KALENOV, G.S.; KALIBERNOVA, N.M.; KUROCHKINA, L.YA.; MAKULBEKOVA, G.B.; NIKOL'SKAYA, N.I.; NOVIKOVA, S.S.; OGAR', N.P. & PLISAK, R.P. (1989): Project of the legend to the small scale map of the desert vegetation of Kazakhstan and Middle Asia. (Proekt legendy melkomaštabnoj karty rastitel'nosti pustyn' Kazahstana i Srednej Azii). – Geobotanical mapping 1989 (Geobotaničeskoe kartografirovanie 1989), p. 3-40. (in Russian)
- SAFRONOVA, I.N. (1996): Deserts of Mangyshlak (study of vegetation) (Pustyni Mangyšlaka (oherk rastitel'nosti). Proceedings of the Komarov Botanical Institute of the RAS (Trudy Botaničeskogo instituta im. V. L. Komarova RAN). – St.-Petersburg, 212 p. (in Russian)
- SOCHAVA, V.B. (1961): Problems of classification of vegetation, typology of physico-geographical facies and biogeocoenoses. Classification of vegetation and geobotanical mapping (Voprosy klassifikacii rastitel'nosti, tipologii fiziko-geograficheskikh facij i biogeocenočov. Klassifikacija rastitel'nosti i geobotaničeskaja kartografija). Problems of classification of vegetation. Proceedings of the Institute of biology. Ural department of the AS USSR (Voprosy klassifikacii rastitel'nosti). Trudy Instituta biologii. Ural'skij filial AN SSSR). – Sverdlovsk, Vol. 27: 5-22. (in Russian)
- SOCHAVA, V.B. (1972): Vegetation classification as hierarchy of dynamic systems (Klassifikacija rastitel'nosti kak ierarhija dinamičeskikh sistem). – Geobotanical mapping 1972 (Geobotaničeskoe kartografirovanie 1972), p. 3-18. (in Russian)

SOCHAVA, V.B. (1979): Vegetation cover on thematic maps (Rastitel'nyj pokrov na tematiheskih kartah). – Novosibirsk, 190 p. (in Russian)

SUKACHEV, V.N., ZONN, S.V. & MOTOVILOV, G.P. (1957): Methods of studying forest types (Metodicheskie ukazanija k izučeniju tipov lesa). – Moscow, 115 p. (in Russian)

SHENNIKOV, A.P. (1938): Meadow vegetation of USSR (Lugovaja rastitel'nost' SSSR). Vegetation of USSR (Rastitel'nost' SSSR). – Moscow; Leningrad, Vol. 1: 429-637. (in Russian)

Author's address:

Dr. Irina N. Safronova

Department of Vegetation Geography and Cartography

Komarov Botanical Institute of the Russian Academy of Sciences

ul. Prof. Popova 2

197376 St. Petersburg

RUSSIA

E-Mail: irinasaf@is1189.spb.edu

**Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation und
deren Repräsentanz in Schutzgebietssystemen**

**Conservation Status of the Natural Vegetation and
its Representation in Protected Areas Networks**

Vegetationsregionen und Schutzgebiete in Europa

Vegetation Regions and Protected Areas in Europe

HANS D. KNAPP

Zusammenfassung

Aus der Übersichtskarte der Natürlichen Vegetation Europas 1:10 Mio. wird eine Karte der „Vegetationsregionen“ abgeleitet. Es werden 9 Vegetationsregionen unterschieden und in Anlehnung an die pflanzengeographische Gliederung Eurasiens weiter unterteilt in Vegetationsprovinzen und Vegetationsbezirke. Am Beispiel des sundisch-südbaltischen Buchenwaldbezirkes werden das Vegetationspotential und der pflanzengeographische Charakter einer vegetationsökologischen Raumeinheit dargestellt.

Die natürlichen Vegetationsregionen sind durch mehrtausendjährige Nutzungsgeschichte in Kulturlandschaften umgewandelt worden. Es werden 5 Phasen der Kulturlandschaftsentwicklung in Mitteleuropa unterschieden. 5 Haupttypen von Kulturlandschaften werden nach vorherrschenden Nutzungsarten und Vegetationsregionen weiter differenziert und in einer Übersichtskarte Europas dargestellt. Ein Vergleich der Karten der Vegetationsregionen und der Kulturlandschaften zeigt das Ausmaß der Veränderung der natürlichen Vegetation in grober Übersicht.

Die Verteilung von Schutzgebieten der IUCN-Kategorien I (strenge Schutzgebiete) und II (Nationalparke) in Europa wird mit den Vegetationsregionen unterlegt. Daraus werden Rückschlüsse auf die Situation des Schutzes natürlicher Vegetation gezogen und Lücken im europäischen Schutzgebietsnetz aufgezeigt.

Abstract

A map of “vegetation regions”, defined as vegetation-ecological land classes, was derived from the Map of the Natural Vegetation of Europe. A total of nine vegetation regions were distinguished from the 1:10 million scale overview map, and these are further divided into vegetation provinces and vegetation districts according to the phytogeographical classification of Eurasia. These units are characterized by natural vegetation types and phytogeographical groups of plant species, demonstrated here by the example of the Sundic-South Baltic beech forest district.

The natural vegetation regions of Europe have been transformed through a millenia-long history of human use into cultural landscapes. Five historical phases of land use development can be distinguished in central Europe. Furthermore, five main types of cultural landscapes are differentiated in Europe, determined by the dominating forms of land use in relation to the vegetation regions. A comparison of the maps of the vegetation regions and cultural landscapes shows the extent of transformation of the natural vegetation at a coarse overview scale.

The distribution of strictly protected areas and National Parks (IUCN-Categories I and II) in Europe was overlayed with the map of vegetation regions. This makes it possible to draw conclusions on the protection status of natural vegetation and to show gaps in the European network of protected areas. This example furthermore demonstrates the use of the vegetation map for the purposes of nature conservation.

1 Einführung

Die nun vorliegende Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Europas (BOHN et al. 2000/2003) spiegelt die faszinierende Vielfalt der Pflanzendecke Europas wider. Sie ist das Ergebnis über zwanzigjähriger Zusammenarbeit zahlreicher Geobotaniker in ganz Europa. Die Arbeit an der Karte hat nicht nur politische Grenzen und Gegensätze überwunden, sondern auch unterschiedliche wissenschaftliche Ansätze zusammengeführt und zu dieser nicht nur außergewöhnlich inhaltsreichen sondern zugleich auch graphisch schönen Karte geführt. Ich möchte behaupten, die von Anfang an „blockübergreifende“ Zusammenarbeit an der Karte hat auch zur Überwindung der Spaltung Europas beigetragen. Das gemeinsam erreichte Ergebnis sollte Anlass und Anstoß sein, die Zusammenarbeit weiterzuführen und die Auswertung und die Anwendungsmöglichkeiten der Karte ebenfalls gemeinsam weiterzuverfolgen.

Ein wichtiges Anwendungsgebiet ist der Naturschutz, insbesondere der Schutz der biologischen Vielfalt. Hier stellt sich nun die Frage, wie kann die Karte für Anwendungen im Naturschutz genutzt werden?

Die Repräsentativität von Schutzgebietssystemen von Ländern bzw. Kontinenten wird in der Regel anhand von naturräumlichen Gliederungen bewertet. Ökologische Raumgliederungen können nicht auf der Grundlage von Messdaten oder Datenreihen vorgenommen werden, sondern erfordern eine komplexe Bewertung verschiedener raumrelevanter Faktoren. Vegetation ist ein komplexer Indikator für Klima, Boden, Wasserhaushalt, menschlichen Einfluß und Zeit (Geschichte). Eine aus der Vegetation abgeleitete Raumgliederung spiegelt somit den Komplex natürlicher und anthropogener Faktoren und damit insgesamt das ökologische Potential eines Raumes wider.

Im folgenden wird eine aus der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Europas abgeleitete Karte der „Vegetationsregionen“ Europas vorgestellt (Abschnitt 2) und skizziert, wie diese durch natürliche Vegetationsstrukturen charakterisierten Raumeinheiten zu Kulturlandschaften umgeformt wurden (Abschnitt 3). Schließlich wird der Frage nachgegangen, inwieweit die einzelnen Regionen durch Schutzgebiete der Kategorien I und II repräsentiert werden (Abschnitt 4), d. h., in welchem Ausmaß Flächen als Schutzgebiete deklariert sind, deren Ziel es ist, natürliche Vegetation vor Inanspruchnahme durch Nutzungen zu bewahren bzw. sich eigendynamisch entwickeln zu lassen. Abschließend werden Schlussfolgerungen hinsichtlich der Nutzung der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation gezogen (Abschnitt 5).

2 Vegetationsregionen

Die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Europas eröffnet die Möglichkeit, eine ökologische Raumgliederung, die konsequent auf Vegetationsmerkmalen beruht, für ganz Europa abzuleiten (vgl. KNAPP et al. 1998, KNAPP & SUCCOW 1999). Dies wurde an verschiedenen regionalen Beispielen bereits praktiziert (vgl. z. B. SCHLÜTER 1980, 1982, 1987, 1995, KNAPP 1987). Die Karte der Vegetationsregionen (Abb. 1) ist der Versuch, die 700 Kartierungseinheiten der Vegetationskarte zu vegetationsökologischen Raumeinheiten zusammenzufassen. Ihr liegt die Übersichtskarte der natürlichen Vegetation Europas

1 : 10 Mill. (BOHN & KATENINA 2000) zugrunde, und sie ist in Anlehnung an die pflanzengeographische Gliederung von MEUSEL, JÄGER et al. (1965, 1978, 1992; Florenzonen, Florenregionen, Florenprovinzen, Florenbezirke) (vgl. Abb. 2 und Tabelle 4) hierarchisch gegliedert in Vegeta-

tionszonen, -regionen, -provinzen und -bezirke (vgl. Tab. 3). Jede dieser Einheiten ist durch einen jeweils spezifischen Komplex aus großflächig vorherrschenden (zonalen) und einer Reihe flächenanteilig untergeordneter (intrazonaler, extrazonaler und azonaler) Vegetationstypen gekennzeichnet.

So wird z.B. der sundisch-südbaltische Buchenwald-Bezirk (III.2b) innerhalb der subatlantisch-zentraleuropäischen Laubwald-Provinz (III.2) durch Vorherrschen von Buchen- und Buchenmischwäldern der planaren Stufe (F5a auf der Vegetations-Übersichtskarte) im Komplex mit geringen Vorkommen von bodensauren Eichen-Mischwäldern (F1a), hemiborealen bzw. nemoralen Kiefernwäldern (D12a), Dünen- und Strandvegetation (P1) sowie Auenvvegetation (U1) charakterisiert (vgl. Tabelle 1).

Die einzelnen Raumeinheiten (Regionen, Provinzen, Bezirke) sind darüber hinaus dem dreidimensionalen pflanzengeographischen Bezugsrahmen von Zonalität, Ozeanität und Höhenstufen eingefügt und durch spezifische Kombination von Arealtypen der einzelnen Pflanzenarten (vgl. MEUSEL & JÄGER 1992) auch pflanzengeographisch charakterisierbar.

Der sundisch-südbaltische Buchenwald-Bezirk, um bei diesem Beispiel zu bleiben, wird geprägt durch das Vorherrschen von Arten mitteleuropäischer und eurasisch-temperater Arealtypen (Gruppe 8 und 10) und Einfluß eurasisch-borealer Arealtypen (Gruppe 11 nach MEUSEL & JÄGER 1992, vgl. Tabelle 2).

Insgesamt können auf Grundlage der Vegetationskarte 9 Vegetationsregionen, weiter unterteilt in Vegetationsprovinzen und Vegetationsbezirke, unterschieden werden (Abb. 1, Tabelle 3). Die zirkumarktische Tundrenregion (I) berührt Europa im äußersten Norden. Die zirkumboreale Nadelwaldregion (II) schließt Nordeuropa in einem breiten Gürtel mit drei Vegetationsprovinzen ein. Die europäische Laubwaldregion (III) durchzieht ganz Europa bis zum Ural, weist aber auch enge Beziehungen zu den euxinisch-hyrkanischen Laubwäldern (hier als Provinz der submediterranen Vegetationsregion V dargestellt) und zu den sommergrünen Laubwaldregionen im Osten Nord-Amerikas und in Ost-Asien auf (SCHROEDER 1998). Sie wird entsprechend dem west-östlichen Ozeanitätsgradienten unterteilt in die atlantische Eichen-Buchenwald-Provinz, die subatlantisch-zentraleuropäische Buchenwald-Provinz und die sarmatische Eichen-Lindenwald-Provinz.

Südlich schließen sich die Region submediterraner sommergrüner Eichen-(Trocken-)Mischwälder (V) und die pontisch-südsibirische Waldsteppen- und Steppenregion (VIII) einschließlich der pannonisch-pontischen Waldsteppen-Provinz (VIII.a-c) an. Entsprechend dem klimatischen Gradienten (abnehmende Niederschläge, zunehmende Aridität und Kontinentalität) geht diese südostwärts in die orientalishturanische Wüstenregion (IX) über, die mit der aralo-kaspischen Wüsten-Provinz bis nach Europa hineinreicht.

Die mediterrane Hartlaubwald-Region (VI) umfaßt die Winterregengebiete des Mittelmeergebietes. Die größeren, in sich außerordentlich differenzierten Gebirge innerhalb der temperaten und submeridionalen Zone sind als gesonderte Vegetationsregionen dargestellt (Pyrenäen-Alpen-Karpaten IV.1-3, Kaukasus VII). Die übrigen Gebirge sind auf unterschiedlicher Ebene (Provinz, Bezirk, Unterbezirk) den jeweiligen Regionen zugeordnet und auf der Karte ebenfalls durch eine Schraffur hervorgehoben.

Die vegetationsökologisch definierten und pflanzengeographisch charakterisierten Raumeinheiten sind zugleich „Flächenindikator“ für eine Reihe weiterer natürlicher Faktoren, die in die Basiskarte der potentiell natürlichen Vegetation eingeflossen sind und von der Vegetation als komplexem Indikator

widergespiegelt werden, z.B. klimatische, geologische, geomorphologische, pedologische, hydrologische, floristische und faunistische Verhältnisse. Die aus der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation abgeleitete vegetationsökologische Raumgliederung spiegelt mit dem Komplex natürlicher Faktoren das ökologische Potential einer Region wider.

Die Karte der Vegetationsregionen kann daher als umfassende vegetationsökologische Bezugsbasis für angewandte Fragen des Naturschutzes genutzt werden. Sie ist soweit generalisiert, daß sie für gesamteuropäische Übersichten verwendbar ist, dabei aber durch die Basiskarte der potentiellen natürlichen Vegetation detailliert und umfassend unterlegt. Die reale Situation europäischer Landschaften weicht vom Bild dieser natürlichen Raumgliederung ganz erheblich ab. Die natürliche Vegetation ist auf letzte Reste zusammenschmolzen und der weit überwiegende Teil des Kontinentes als Ergebnis jahrtausendelanger Tätigkeit und Einflußnahme des Menschen als Kulturlandschaft geprägt.

3 Kulturlandschaften

Kulturlandschaft ist im Unterschied zu „Wildnis“ oder „Urlandschaft“ durch Tätigkeit des Menschen geprägter Naturraum. Kulturlandschaft ist zugleich Wiege und Produkt menschlicher Kultur;

- sie bietet dem Menschen Nahrung, Wohnung, Arbeitsplatz – kurz gesagt Heimat;
- sie ist Spiegelbild der Kultur einer Gesellschaft, durch Nutzung von Naturressourcen aus Wildnis entstanden;
- sie unterliegt in Abhängigkeit von der Art und Weise der Nutzung fortwährender Veränderung;
- weist in ihrer historischen Entwicklung und in ihrer geographischen Differenzierung außerordentlich große Vielfalt auf und nimmt heute den weitaus größten Teil der Landfläche Europas ein.

Kulturlandschaft steckt heute in tiefer ökologischer, ökonomischer und sozialer Krise, verursacht durch wachsende Spezialisierung, Intensivierung und Industrialisierung der Landnutzung sowie durch Globalisierung des Marktes.

Der Grad anthropogener Überformung von Landschaft reicht von geistiger Durchdringung über die Aneignung von Naturressourcen, über Tierhaltung und Ackerbau bis zu Industrialisierung und Urbanisierung in technogenen Ballungsräumen. Nach Art und Weise der Energiequellen und der Landnutzung lassen sich 5 Phasen der Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa unterscheiden:

- **Naturlandschaft:** gesamte Erdgeschichte bis zur „neolithischen Revolution“ (Übergang vom Jagen und Sammeln zu Ackerbau und Tierhaltung),
- **frühgeschichtliche Kulturlandschaft:** in Mitteleuropa ab etwa 6.000 vor heute, Ausbreitung von Weidewirtschaft und Ackerbau im Neolithikum aus den Ursprungsgebieten in Vorderasien über Kreta, Griechenland in das Mittelmeergebiet und über den Donaauraum nach Mitteleuropa führt zum Wandel der Naturlandschaft zur frühgeschichtlichen Kulturlandschaft (Neolithikum, Bronzezeit, Eisenzeit bis etwa Ende der Völkerwanderungszeit um 600 n. Chr.),
- **vorindustrielle Kulturlandschaft:** vom früheren Mittelalter bis zum Beginn/Mitte des 19. Jahrhunderts (Nutzung von Wind und Wasserkraft als Energiequellen, eiserner Pflug, gegen Ende der Phase Tiefpunkt des Nährstoffniveaus und des Waldanteils der Kulturlandschaft, zugleich Höhepunkt der Vielfalt mitteleuropäischer Kulturlandschaften),

- **industrielle Kulturlandschaft:** wird durch Erfindung der Dampfmaschine eingeleitet und durch Einführung mineralischer Düngung, Trennung von Wald und Weide, Feldfutterbau, Melioration, industriellen Landmaschinenbau u.a. charakterisiert. Sie währt bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts.
- **Hyperindustrieller Produktionsraum:** die 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts ist durch immense Steigerung von Energieeinsatz sowie massenhaften, flächendeckenden Einsatz von Mineraldüngern und Pestiziden in der Landnutzung sowie durch Massenhaltung, industrielle Futterherstellung, Einsatz von Antibiotika und Mastbeschleunigern in der Tierhaltung gekennzeichnet, u.a. verbunden mit
 - * dramatischer Abnahme von biologischer Vielfalt (Sorten- und Rassenvielfalt, Artenvielfalt, Vielfalt der Lebensräume)(vgl. z. B. IUCN 1998b),
 - * Verlust an Bodenfruchtbarkeit (Humusschwund, Verdichtung, Einschränkung des Bodenlebens, Erosion durch Wind und Wasser),
 - * Einschränkung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes, insbesondere des Wasserhaushaltes (Belastung und Eutrophierung von Oberflächengewässern und Belastung des Grundwassers, Veränderung des Oberflächenspannung des Wassers durch Tenside),
 - * Verlust an Strukturreichtum, Harmonie und Ästhetik der Kulturlandschaft,
 - * Vernichtung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum und damit einhergehende Zerstörung des Sozialgefüges,
 - * Verringerung der Qualität von Lebensmitteln und Zunahme gesundheitlicher Risiken und Belastungen (chemische Kontamination, Resistenz von Krankheitserregern, Allergien),
 - * schlechter Energie- und CO₂ - Bilanz.

Im Ergebnis der über 6.000 Jahre währenden Kulturlandschaftsentwicklung sind Wälder auf ca. 30 % der Fläche Europas zurückgedrängt und die verbliebenen Wälder zum überwiegenden Teil in künstliche Forsten umgewandelt. „Natürliche Vegetation“ gibt es in Mitteleuropa fast gar nicht mehr, in Europa insgesamt nur in geringen Resten in standörtlichen Extrem- und Grenzbereichen (Hochgebirge, Meeresküsten, Moore, Tundren, Wüsten).

Ackerbau und Dauerkulturen nehmen heute ca. 50 % der Fläche Europas ein. Der Anteil landwirtschaftlicher Flächen variiert von <10 % in Skandinavien bis >70 % in Ungarn, Irland, Ukraine. Landwirtschaft hat durch mehrere Jahrtausende trotz Zurückdrängung der Wälder zur Verbreiterung der biologischen Vielfalt in Kulturlandschaften beigetragen. In der hyperindustriellen Phase seit Mitte des 20. Jahrhunderts ist diese Rolle jedoch ins Gegenteil verkehrt. Landwirtschaft ist zum Hauptverursacher des drastischen Verlustes an biologischer Vielfalt in der Kulturlandschaft geworden. Industriemäßige, sogenannte „moderne“ Landwirtschaft verursacht auch die Zerstörung sozialer Strukturen und regionaler Identität ländlicher Räume und damit die Zerstörung von Heimat und ländlicher Kultur. Die auf Erzielung von Höchstertträgen reduzierten agrar-industriellen Produktionsräume der hyperindustriellen Phase sind nicht nachhaltig, weder ökologisch, noch sozial, noch wirtschaftlich. Industriemäßige Landwirtschaft verursacht eine tiefe ökologische, ökonomische und soziale Krise von Kulturlandschaft.

Die Entwicklung von Kulturlandschaften ist bisher somit durch zwei tiefe Einschnitte gekennzeichnet. Die neolithische Revolution leitete den Wandel von Naturlandschaft zu Kulturlandschaften ein, die durch Nutzung von Naturressourcen ihren spezifischen anthropogenen Charakter erhielten. Die Ressourcennutzung war jedoch aufgrund der technischen Möglichkeiten in ihrer Auswirkung begrenzt. In den bis zum 19. Jahrhundert dauernden Phasen frühgeschichtlicher und vorindustrieller

Kulturlandschaft entstehen und vergehen zahlreiche geographisch und kulturell differenzierte Kulturlandschaften mit großer biologischer Vielfalt in Europa.

Die Industrialisierung der Landnutzung löst mit immens gesteigertem Energieeinsatz innerhalb weniger Jahrzehnte gegenläufige Prozesse aus – Uniformierung und Nivellierung von Vielfalt, Belastung mit systemfremden Stoffen, gravierende Veränderung von Sozialstrukturen. Kulturlandschaften werden in der hyperindustriellen Phase durch agrar-industrielle Produktionsräume verdrängt und selber zu einer begrenzten und in ihrem Bestand gefährdeten Ressource.

Die Karte der Kulturlandschaften Europas (Abb. 3) ist indirekt (über die vegetationsökologische Gliederung) von der Vegetationskarte abgeleitet. Als Gliederungsprinzip ist die Art und Weise der Landnutzung zugrundegelegt, und so lassen sich fünf große Komplexe von Kulturlandschaften unterscheiden, die entsprechend den Hauptnutzungsarten untergliedert und zu den natürlichen Vegetationsregionen (Abb. 1) in Beziehung gesetzt werden (Tabelle 5):

Ausgedehnte **Waldlandschaften** (I.1-4) finden sich nur noch in der Vegetationsregion borealer Nadelwälder; im Bereich sommergrüner Laubwälder nur in Resten in Verbindung mit Landwirtschaft. Großräumige **Weidelandschaften** (II) gibt es heute nur noch in der arktischen Tundra und Waldtundra (II.1; halbdomestizierte Rentiere) sowie in boreoatlantischen Heidegebieten (II.2), in Feuchtgebieten (Stromauen, Flußdeltas, Küsten; II.3) und anthropogenen Steppen kontinentaler Waldsteppen- und Steppenregionen (II.4) sowie in der aralo-kaspischen Wüstenprovinz (II.5).

Ackerbaulandschaften (III) nehmen in mannigfacher Differenzierung nahezu die gesamte mitteleuropäische Laubwaldregion (III.1-6) sowie die pontische Waldsteppen- und Steppenregion (III.7) ein. Der Waldanteil ist hier weithin auf weniger als ein Viertel der Landfläche zurückgedrängt, die Steppenregionen sind nahezu vollständig in Ackerland umgewandelt.

Submediterran-mediterrane Kulturlandschaften (IV.1-4) nehmen als sehr differenziertes Mosaik unterschiedlicher Nutzungen (Waldwirtschaft, Weidewirtschaft, Ackerbau, Gartenbau mit Sonderkulturen) den gesamten Mittelmeerraum und die Balkanhalbinsel ein.

Und schließlich sind die **Gebirgslandschaften** (V.1-3) durch verschiedene Nutzungsarten in Anlehnung an die natürlichen (Vegetations-)Verhältnisse als spezifische Kulturlandschaften (mit vergleichsweise hohem Anteil naturnaher Vegetation) geprägt.

Die relativ enge Beziehung zur Vegetationskarte ist kein Zufall, sondern beruht darauf, daß die Art und Weise der Landnutzung in starkem Maße von den Naturbedingungen abhängig ist, die von der potentiell natürlichen Vegetation als komplexem Indikator widergespiegelt werden.

Nun stellt sich die Frage, wo gibt es in Europa überhaupt noch Vegetation, die der natürlichen Vegetation entspricht oder ihr zumindest nahe kommt ?

4 Schutzgebiete

Reste natürlicher oder zumindest naturnaher Vegetation sind in Europa außer in extremen Grenzgebieten nur noch in Schutzgebieten erhalten. „Schutz von Wildnis“ ist nach den IUCN-Richtlinien eins von neun Hauptzielen für das Management von Schutzgebieten.

Unter den internationalen Management-Kategorien für Schutzgebiete (IUCN 1994a) sind strenge Schutzgebiete (Kategorie I) und Nationalparke (Kategorie II) vorrangig dem Schutz vom Menschen nicht oder wenig beeinflusster Naturräume und dem Schutz natürlicher Prozesse gewidmet. Vorrangiges Ziel ist es hier, dem Prinzip „Natur Natur sein lassen“ (BIBELRIETHER 1998) Raum zu geben. Diese beiden Kategorien haben in Europa nur einen geringen Anteil an der Gesamtzahl von

Schutzgebieten. Weniger als 15 % der Schutzgebiete Europas dienen diesem Ziel, weltweit ist es hingegen etwa die Hälfte aller Schutzgebiete (IUCN 1994b). Dies ist im wesentlichen auf zwei Ursachen zurückzuführen: Erstens ist in Europa nur vergleichsweise wenig Substanz an nicht von Menschen geprägter Natur übrig geblieben und zweitens hat Naturschutz, der dem Schutz von Wildnis und natürlicher Dynamik dient, in Europa (mit Ausnahme skandinavischer Länder und von Rußland) kaum Tradition.

Derzeit gibt es in Europa 307 Kategorie I-Gebiete, die insgesamt knapp 12 Millionen Hektar Fläche einnehmen (IUCN 1998a), das sind weniger als 1 % der Landfläche Europas. Die ungleichmäßige Verteilung (Abb. 4) zeigt, daß diese Zielstellung des Naturschutzes insbesondere in Nordeuropa, Rußland und Ländern der früheren Sowjetunion verfolgt wird. In 15 von 44 europäischen Ländern gibt es hingegen gar keine Kategorie I-Gebiete.

Auch bei den Nationalparks (Abb. 5) zeigt sich ein deutlicher Schwerpunkt in Skandinavien, aber auch in einigen Ländern des Ostblocks, insbesondere in Südost-Europa und seit den 1980er Jahren auch in Rußland. Von den 323 als Nationalparke deklarierten europäischen Schutzgebieten sind 244 in Kategorie II eingestuft, sie nehmen eine Fläche von insgesamt 13 Millionen Hektar ein. Die wenigen Welt-Naturerbegebiete in Europa (Abb. 6) sind überwiegend an Schutzgebiete der Kategorie I und II gebunden.

Biosphärenreservate sind in Europa vorwiegend auf die stärker anthropogen überformten Landschaften Mittel- und Südeuropas konzentriert (Abb. 7). Das Konzept der Biosphärenreservate der UNESCO basiert auf einem ganzheitlichen Ansatz zum Schutz der biologischen Vielfalt und zur Integration des Menschen in seiner kulturellen Vielfalt und Wirkung auf Natur und Landschaft. Biosphärenreservate sind lange Zeit nur als Forschungsreservate verstanden worden. Mit der Sevilla-Strategie werden Biosphärenreservate jedoch zu Instrumenten nachhaltiger Regionalentwicklung. Biosphärenreservate sollen einerseits charakteristische Ausschnitte der Biosphäre in ihrer natürlichen Dynamik „erhalten“, sie sollen zugleich Chance und Anreiz zu vernünftiger, d.h. „nachhaltiger“ Ressourcennutzung im Sinne von „haushalten“ bieten. Das Konzept der Biosphärenreservate geht über die Ansätze des klassischen Naturschutzes hinaus, indem es den Menschen bewußt integriert. Es verbindet strengen Schutz von Natur (auch „Wildnis“) mit Pflege bewährter Tradition und Entwicklung neuer, nachhaltiger Landnutzungsformen in Kulturlandschaften.

Abbildung 8 zeigt die Verteilung von strengen Schutzgebieten und Nationalparks auf die europäischen Vegetationsregionen (vgl. Abb. 1):

Die **zirkumarktische Tundren-Region** (I) wird in Europa durch sehr große Schutzgebiete (Kategorie I und II) auf Spitzbergen repräsentiert. Aber das noch vorhandene bedeutende Potential natürlicher Vegetation im kontinentalen Teil der europäischen Arktis wird bisher nicht durch Schutzgebiete abgedeckt.

Die **zirkumboreale Nadelwald-Region** (II) ist gut repräsentiert durch zahlreiche und große Nationalparke und strenge Schutzgebiete mit natürlicher bzw. naturnaher Vegetation. Ein Viertel aller Kategorie II-Nationalparke Europas ist dort lokalisiert und über 40% der Nationalparkfläche Europas liegen in der Nadelwaldregion. Die sechs größten europäischen Nationalparke repräsentieren Landschaften der zirkumborealen Nadelwald-Region. Im russischen Teil der Region gibt es aber auch noch große Areale mit naturnahen Taiga- und Moorlandschaften außerhalb bestehender Schutzgebiete.

Die **europäische Laubwald-Region** (III) wird sehr unterschiedlich durch Schutzgebiete abgedeckt. Die atlantische Laubwaldprovinz (III.1) und die subatlantisch-zentraleuropäische Laubwaldprovinz

(III.2) sind deutlich unterrepräsentiert. Hier gibt es große Lücken im Vorkommen von strengen Schutzgebieten (Kat. I) und Nationalparks (Kat. II) mit naturnaher Vegetation. Insbesondere in den Buchenwaldbezirken fehlen weithin entsprechende Schutzgebiete. Jedoch sind Reste naturnaher Vegetation in Schutzgebieten anderer Kategorien enthalten, z. B. in Naturschutzgebieten und in (meist kleinflächigen) Naturwaldreservaten in Deutschland. Diese werden jedoch in Kategorie IV der UN-Liste eingestuft oder sind wegen zu geringer Größe gar nicht aufgeführt. Wesentlich günstiger erscheint die Situation in der Sarmatischen Laubwaldprovinz (III.3) mit zahlreichen Nationalparks und Zapovedniks zwischen Karpaten, Ostseeküste und südlichem Ural.

Die **mitteleuropäische Hochgebirgs-Region** (IV) von Pyrenäen, Alpen und Karpaten weist eine bedeutende Zahl und Fläche von Schutzgebieten (vor allem Kat. II, weniger Kat. I) auf, darüber hinaus enthalten sie jedoch noch weiteres Potential an naturnahen Landschaften.

Die **submediterrane sommergrüne (Trocken-)Wald- und Gebirgsregion** (V) enthält mehr als 30 Nationalparke (Kat. II) und etliche Kat. I-Gebiete, die meisten sind in Gebirgslandschaften (Apennin, Balkan) konzentriert. Hingegen sind ausgedehnte Hügellandschaften mit zonaler Vegetation deutlich unterrepräsentiert. Geeignete Flächen sind hier offensichtlich selten.

Die **mediterrane immergrüne Hartlaubwald-Region** (VI) enthält über 25 Kategorie II-Nationalparke jedoch nur einzelne Kategorie I-Schutzgebiete. In der seit Jahrtausenden dicht besiedelten Region dürfte nur wenig Potential für große, nutzungsfreie Schutzgebiete sein. Zum Schutz der außerordentlich reichen mediterranen Flora kommt dort das Konzept meist kleinräumiger „Important Plant Areas“ zur Anwendung (vgl. Beiträge in SYNGE & AKEROYD 1999).

Die **kaukasische Hochgebirgs-Region** (VII) wird durch einige, z.T. große Zapovedniks (Kat. I) und auch Nationalparke repräsentiert, dort ist zudem noch weiteres Potential naturnaher Landschaften vorhanden.

Die **pontisch-südsibirische Waldsteppen- und Steppen-Region** (VIII) ist nur spärlich durch Schutzgebiete abgedeckt, natürliche Vegetation nur in sehr begrenzten Beispielen erhalten.

In der **orientalisch-turanischen Wüsten-Region** (IX) gibt es keine Nationalparke jedoch einige wenige Zapovedniks (Kat. I) am Westrand des Kaspischen Meeres.

Zusammenfassend ergibt sich in Bezug auf die Verteilung von Nationalparks und strengen Schutzgebieten in den natürlichen Vegetationsregionen Europas folgendes Bild: Gut repräsentiert sind Gebirgslandschaften und Nadelwälder, gleichwohl es dort noch bedeutendes Potential an wenig gestörter wilder Natur gibt. Während subkontinentale Laubmischwälder und submediterrane Gebirgswälder relativ gut durch Schutzgebiete abgedeckt werden, sind atlantisch-subatlantische Naturwälder, insbesondere Buchenwälder und auch zonale submediterrane Vegetation deutlich unterrepräsentiert. Deutliche Lücken bestehen auch im Bereich kontinentaler Grasländer und Wüsten sowie mediterraner Ökosysteme.

Insgesamt zeigt sich eine sehr ungleiche Verteilung von Nationalparks und Kategorie I-Schutzgebieten in Europa. In der russischen Arktis gibt es noch erhebliches Potential an Wildnisgebieten. Die borealen Vegetationsregionen in Skandinavien und NW-Rußland sind durch mehrere und teilweise sehr große Parke repräsentiert (42 % der Fläche der Kategorie II-Parke Europas) und auch die mittel- und südeuropäischen Gebirge (Alpen, Karpaten, Apennin) sowie die osteuropäische Laubwaldzone sind mit Nationalparks angemessener Größe ausgestattet.

In weiten Teilen von West-, Südwest-, und SO-Europa hingegen fehlen Nationalparke und Kategorie I-Gebiete oder sie sind in Beziehung zum ökogeographischen Potential deutlich unterrepräsentiert. Die Nationalparke und einzelnen Kategorie I-Gebiete in der mediterranen Region decken bei weitem nicht die außerordentliche biologische Vielfalt des Mittelmeerraumes ab.

So läßt sich auf der Grundlage der Vegetationskarte Europas in der Übersicht darstellen, welche Vegetationsregionen in Europa durch entsprechende Schutzgebiete abgedeckt sind und wo Defizite bestehen und besonderes Augenmerk auf die Einrichtung von Schutzgebieten gerichtet werden sollte.

5 **Schlußfolgerungen**

1) Die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Europas ist ein fundamentales und herausragendes Gemeinschaftswerk internationaler wissenschaftlicher Kooperation in Europa.

2) Sie ermöglicht u.a. die Ableitung von vegetationsökologisch definierten Raumeinheiten (Vegetationsregionen, -provinzen, -bezirke) und deren pflanzengeographische (und tiergeographische) Kennzeichnung.

3) Sie bietet ferner eine Grundlage für die Darstellung und vegetationsökologische Kennzeichnung von Kulturlandschaften. Sie dokumentiert das ökologische Potential für eine nachhaltige Landnutzung in den verschiedenen Kulturlandschaften auf.

4) Die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Europas ermöglicht schließlich eine weitreichende Anwendung im Naturschutz. Sie ermöglicht Aussagen, inwieweit bestehende Schutzgebiete die natürliche Vielfalt der Pflanzendecke Europas repräsentieren; sie kann auf Defizite hinweisen und Handlungsbedarf aufzeigen, um die Vegetationsvielfalt (und mit ihr die biologische Vielfalt) Europas zu erhalten.

- Europa gehört zwar nicht zu „hot spots“ der globalen biologischen Vielfalt, aber Europa weist eine sehr differenzierte und spezifische biologische Vielfalt auf, deren Spektrum durch die natürliche Vegetation (flächenhafter Indikator) widergespiegelt wird. Diese spezifische biologische Vielfalt kann nur in Europa (und nirgendwo anders) erhalten werden.

- Natürliche Vegetation ist nur noch in geringen Resten erhalten. Sie gehört ausnahmslos unter konsequenten Schutz. Schutzgebiete mit bewußtem Verzicht auf Nutzung von Naturressourcen sind für die Erhaltung biologischer Vielfalt unverzichtbar. Strenge Naturreservate (Kategorie I) und Nationalparke (II) sind auch in Zukunft die wichtigsten Instrumente für die Bewahrung des Naturerbes in Europa. Es gibt noch erhebliches Potential und Bedarf für die Einrichtung weiterer Schutzgebiete dieser beiden Kategorien. Für die Erhaltung der gesamten Bandbreite biologischer Vielfalt reichen sie allein jedoch nicht aus. Dafür sind obendrein lebendige und funktionsfähige Kulturlandschaften erforderlich.

- Kulturlandschaften sind Teil des europäischen Naturerbes und kulturelles Erbe zugleich. Sie erhalten einen bedeutenden Teil der biologischen Vielfalt Europas (sowohl auf genetischer Ebene, Artebene und Ökosystem-Ebene). Historische Kulturlandschaften können nur exemplarisch in Schutzgebieten und Freilandmuseen erhalten werden. Kulturlandschaften sind auch künftig fortwährender Veränderung unterworfen. Die Entwicklung nachhaltiger Kulturlandschaften muss ökologische, ökonomische und soziale Belange integrieren. Biosphärenreservate können dafür Modellregionen sein.

5) Zur weiteren wissenschaftlichen und praktischen Nutzung der Vegetationskarte Europas werden folgende Anregungen gegeben:

- kartographischer Vergleich der potentiellen natürlichen Vegetation und der realen (aktuellen) Vegetation anhand ausgewählter Beispiele in den verschiedenen Vegetationsregionen und Auswertung im Hinblick auf eine Optimierung der Landnutzung,
 - vegetationsökologische, pflanzengeographische, tiergeographische, hydrologische, klimatische, pedologische, historische und anthropogeographische Charakterisierung der einzelnen Vegetationsregionen und ihrer Untergliederungen als Voraussetzung für die postulierte „Wende zur Nachhaltigkeit“ (Landnutzung auf der Grundlage des ökologischen, ökonomischen und sozialen Potentials in differenzierten Kulturlandschaften),
 - kartographische Darstellung von Schutzgebieten in ihrer realen Flächenausdehnung auf der Vegetationskarte als Grundlage für eine gezielte und systematische Ergänzung des Netzes von Schutzgebieten in Europa.
- 6) Konsequenter Schutz in großen Schutzgebieten (Kategorie I und II) einerseits und die Gestaltung von lebendigen Kulturlandschaften andererseits können substantielle Beiträge Europas zur Erhaltung der globalen biologischen Vielfalt sein. Die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Europas bietet dafür eine wissenschaftliche Grundlage an.

Literatur

- BIBELRIETHER, H. (1998): Faszination Wildnis. – Nationalpark 100: 4-9.
- BOHN, U. & KATENINA, G. D. (2000): Übersichtskarte der natürlichen Vegetation Europas, Maßstab 1 : 10.000.000. – In: BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- EEA [Ed.] (1995): Europe`s Environment. The Dobříš Assessment. – Copenhagen (European Environment Agency).
- EEC (1996): Environmental Education Center “Zapovedniki”, Zapovedniks and National Parks of Russia (map). – Moscow.
- ESPING, L.-E. (1997): Potential Natural World Heritage Sites in Europe (Draft). – Spanga, Sweden.
- ESPING, L.-E. (1998): Potential Natural World Heritage Sites in Europe. – In: SYNGHE, H. (Ed.): Parks for Life 97. Proceedings of the IUCN/WCPA European Regional Working Session on Protecting Europe`s Natural Heritage. – IUCN, S. 75-78.
- ERDMANN, K.-H. & FROMMBERGER, J. (1999): Neue Naturschutzkonzepte für Mensch und Umwelt. – Berlin, Heidelberg.
- EUROPARC & IUCN (1999): Guidelines for Protected Area Management Categories. Interpretation and application of the protected area management categories in Europe. – Grafenau.
- IUCN (1994a): Richtlinien für Management-Kategorien von Schutzgebieten. Nationalparkkommission mit Unterstützung des WCMC, IUCN, Gland (Schweiz) und Cambridge (Großbritannien), FÖNAD, Grafenau (Deutschland).

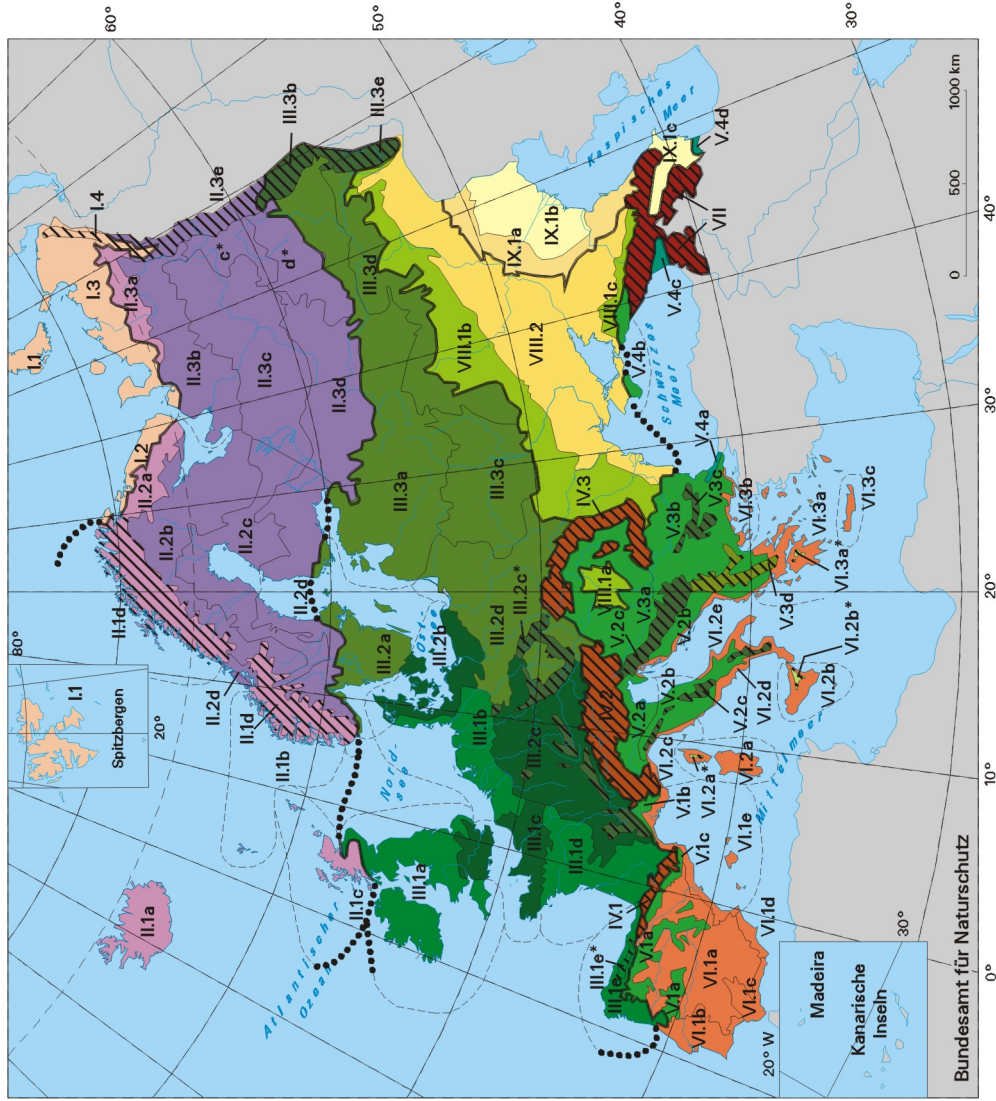
- IUCN (1994b): Parke für das Leben. Aktionsplan für Schutzgebiete in Europa. IUCN/CNPPA in Zusammenarbeit mit FNNPE, WWF, WCMC, und Birdlife International. – Gland, Schweiz.
- IUCN (1998a): 1997 United Nations List of Protected Areas. – Gland and Cambridge.
- IUCN (1998b): 1997 IUCN Red List of Threatened Plants. - Gland and Cambridge.
- KLEINN, E. (1998): Cultural Landscapes of Northern Eurasia. – In: DÖMKE, ST. & SUCCOW, M. (Eds.): Cultural Landscapes and Nature Conservation in Northern Eurasia. – Bonn, Berlin, VI-VII; map.
- KNAPP, H. D. (1987): Waldvegetationsformen und Vegetationslandschaften des pleistozänen Tieflandes der DDR. – Wiss. Mitt. Inst. Geogr. Geoökol. Leipzig 24: 19-104.
- KNAPP, H. D. (1998): Natural Vegetation Regions and Cultural Landscapes of Europe. – In: DÖMKE, ST. & SUCCOW, M. (Eds.): Cultural Landscapes and Nature Conservation in Northern Eurasia. – Bonn, Berlin, 86-94.
- KNAPP, H. D.; KLEINN, E. & GÜTHLER, A. (1998): The Management and Protection of Category II Sites in Europe. – In: SYNGE, H. (Ed.): Parks for Life 97. Proceedings of the IUCN/WCPA European Regional Working Session on Protecting Europe`s Natural Heritage. – IUCN: 47-74.
- KNAPP, H. D. & SUCCOW, M. (1999): Plant Conservation Needs in Europe. – In: SYNGE, H. & AKEROYD, J. (Eds.): Planta Europa, Proceedings 9-14 June 1998. – Uppsala: 34-48.
- KNAPP, H. D. (2000): „Wildnis“ – Feindbild, Heiligtum und Herausforderung. – Nationalpark, Sonderheft zur WNPC: 12-16.
- KNAPP, H. D. (2002): Zapovedniks – Schutz des Naturerbes in Rußland. – Nationalpark 2: 8-15.
- MAB (1996): Biosphere Reserves. The Sevilla Strategy, the Statutory Framework of the World Network. – Paris (UNESCO).
- MEUSEL, H. & JÄGER, E. (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Karten. Bd. 3. – Jena [u. a.] (G. Fischer) 689 S.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E.; RAUSCHERT, S. & WEINERT, E. (1978a): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Karten. Bd. 2. – Jena (VEB G. Fischer) 421 S.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E. & WEINERT, W. (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Karten. Bd. 1. – Jena (VEB G. Fischer) 258 S.
- SCHLÜTER, H. (1980): Prinzipien und Generalisierungsmöglichkeiten der Karte „Natürliche Vegetation“ im Atlas DDR sowie Schlussfolgerung für eine Vegetationskarte Europas. – Fol. Geobot. Phytotax. (Prag) 15: 180-181.
- SCHLÜTER, H. (1982): Geobotanische Kennzeichnung und vegetationsökologische Bewertung von Naturraumeinheiten. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. (Berlin) 22: 89-77.
- SCHLÜTER, H. (1987): Vegetation-ecological characterisation and evaluation of natural regions and landscape units. – Ekologia (CSSR) 6/3: 283-293.
- SCHLÜTER, H. (1995): Zur Methodik vegetationsökologischer Landschaftsgliederung. – Forstarch. 66/4: 182-185.
- SUCCOW, M., JESCHKE, L., KNAPP, H.D. (2001): Die Krise als Chance, Naturschutz in neuer Dimension. – Neuenhagen.
- SYNGE, H. & AKEROYD, J. [Eds.] (1999): Planta Europa, Proceedings 9-14 June 1998. – Uppsala, Sweden.
- UNESCO (2000a): The World Heritage 2000 (map). – Paris.
- UNESCO (2000b): The World Network of Biosphere Reserves (map). – Paris.
- ZABELINA, N. M., ISAEVA-PETROVA, L. S., KULESHOVA, L. V. (1998): Zapovedniks and National Parks of Russia. Environmental Education Centre “Zapovedniks ». – Moscow.

Adresse des Autors:

Dr. Hans Dieter Knapp
BfN-Außenstelle Insel Vilm,
Internationale Naturschutzakademie (INA)
18581 Putbus
DEUTSCHLAND
E-mail: hans.d.knapp@bfm.de

Abbildung 1
Vegetationsökologische
Gliederung Europas
 (vgl. Tabelle 1)

- I** Zirkumarktische Tundren-Region/
Europäische Tundren-Provinz
 - 1/2/3
 - 4
 - II** Europäische boreale Nadelwald-Region
 - 1a-c/2a/3a
 - 1d
 - 2b-d/3b/3c/c*/3d/d*
 - III** Europäische Laubwald-Region
 - 1a-b/1d-e
 - 1e*
 - 1c/2b-c
 - 2a/2d/
3a/3c-d
 - 2c*/3b/3e
 - IV** Mitteleuropäische Hochgebirgs-Region
 - 1/2/3
 - V** Submediterrane (Trocken-)Wald-Region
 - 1a-c/2a-b/3a-b/4b
 - 2c/3c
 - 4a/4c/4d
 - 3d
 - VI** Mediterrane Hartlaubwald-Region
 - 1a-e/2a-e/3a-c
 - 2a*/2b*/3a*
 - VII** Kaukasische Hochgebirgs-Region
 - VIII** Pontisch-südsibirische Waldsteppen-
und Steppen-Region
 - 1a-c
 - 2
 - IX** Orientalisch-turanische Wüsten-Region
 - 1a
 - 1b/1c
- Vegetations-Regionen
 - - - - - Vegetations-Provinzen



Quellen: Bohn & Katerina 2000, Knapp et al. 1998,
 Knapp & Succow 1999
 BfN - INA Insel Vilm, Juli 2000

Abbildung 2

Pflanzengeographische Gliederung Europas
(vgl. Tabelle 4)

- Pflanzengeographische Zonen
- Regionen
- - - - - Unterregionen
- Provinzgruppe (Makaronesisch-Mediterrane Region)
- Provinzen
- - - - - Unterprovinzen

- Submediterrane Unterregion
 - 1 West-Submed. Provinz-Gruppe
 - 2 Zentral-Submed. Provinz-Gruppe
 - 3 Ost-Submed. Provinz-Gruppe
- Mediterrane Unterregion
 - West-Mediterrane Provinz-Gruppe
 - Zentral-Mediterrane Provinz-Gruppe
 - Ost-Mediterrane Provinz-Gruppe

Quellen: Meusel & Jäger 1992
BfN - INA Insel Vilim, September 2000

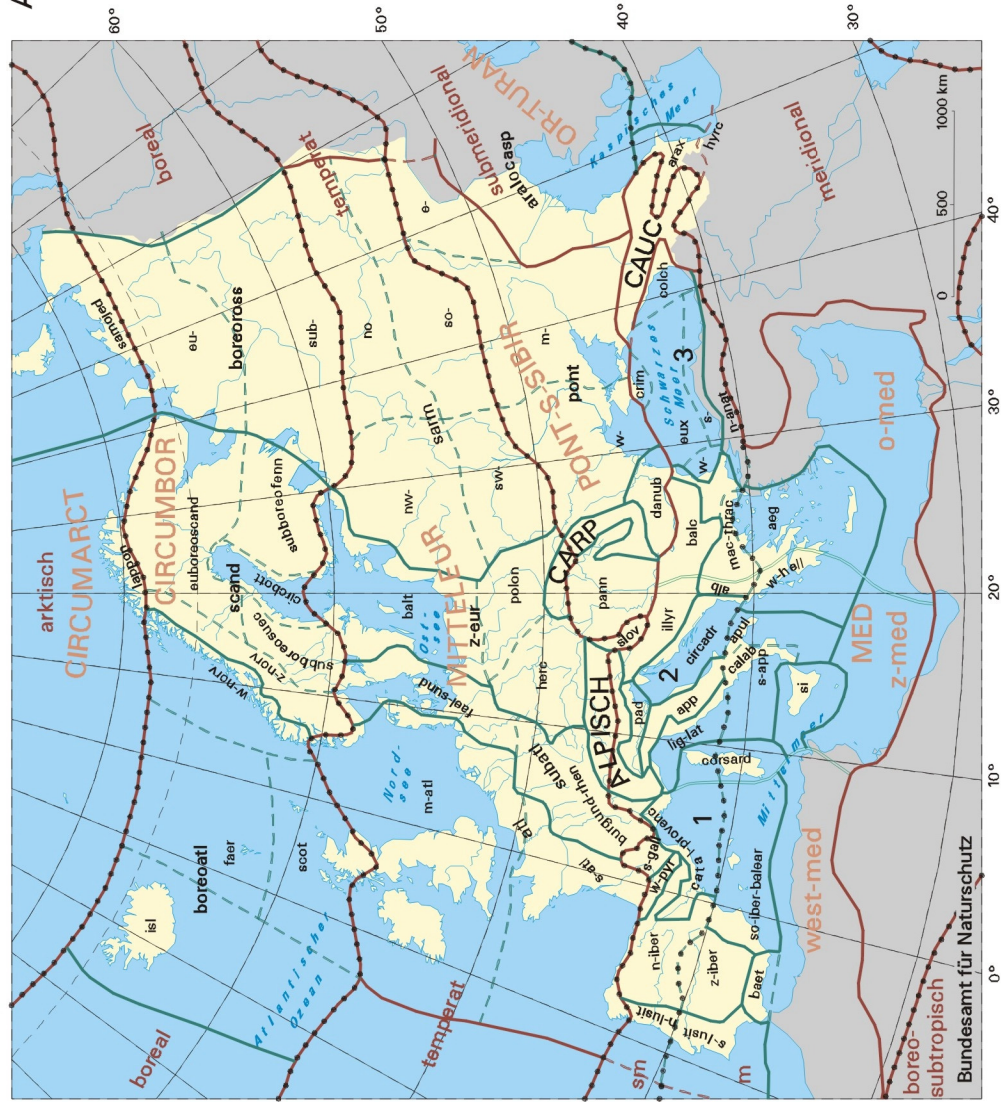
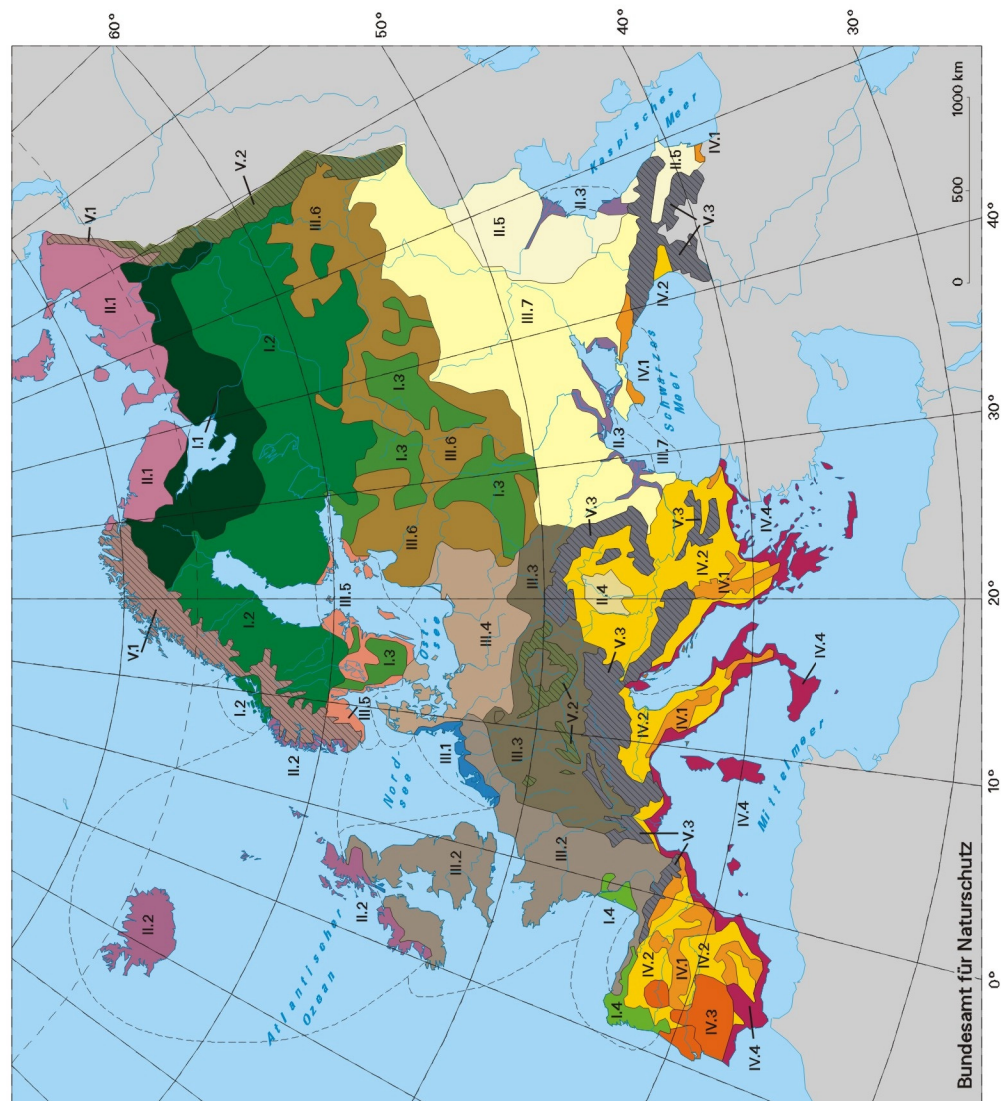


Abbildung 3
Kulturlandschaften
in Europa
(vgl. Tabelle 5)



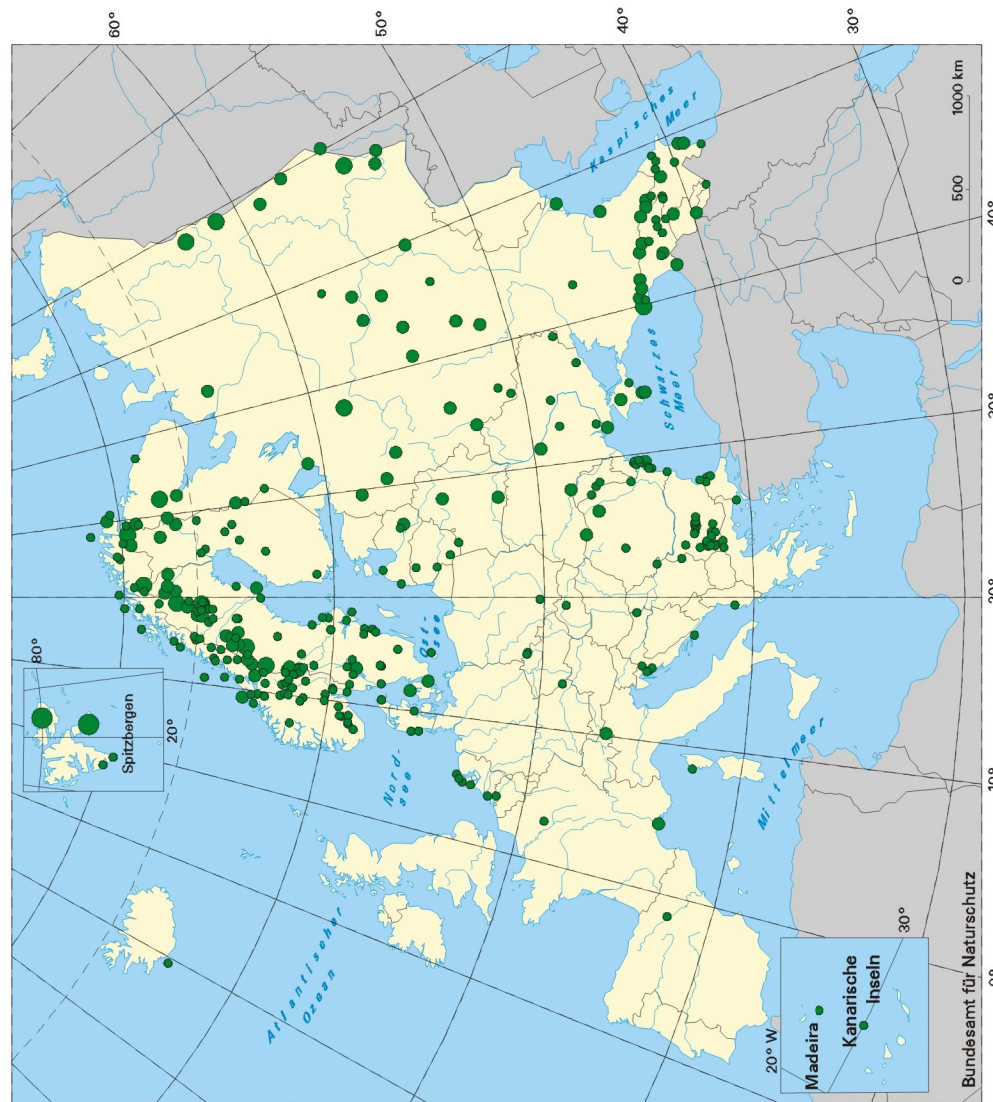
Quellen: Knapp et al. 1998, EEA 1995
BfN - INA Insel Vilm, Juli 2000

Abbildung 4

Schutzgebiete der Kategorie I in Europa

Größenklassen

- < 10.000 Hektar
- 10.000 - 100.000 Hektar
- 100.000 - 1.000.000 Hektar
- > 1.000.000 Hektar



Quellen: IUCN 1998a, EEC 1996,
Knapp & Succow 1999
BFN - INA Insel Vilim, Juli 2000

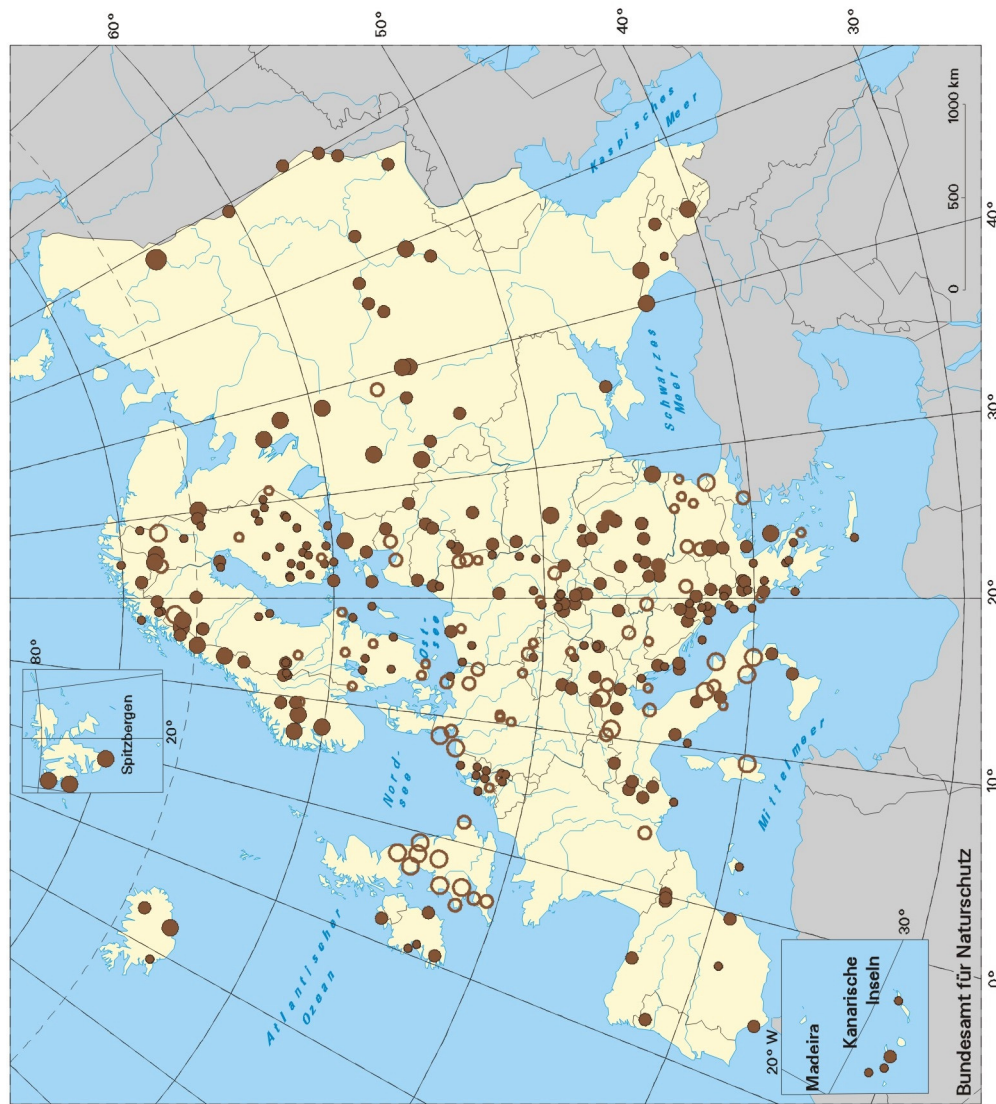
Abbildung 5 Nationalparke in Europa

Kategorie II

- < 10.000 Hektar
- 10.000 - 100.000 Hektar
- 100.000 - 1.000.000 Hektar
- > 1.000.000 Hektar

Andere Kategorien

- < 10.000 Hektar
- 10.000 - 100.000 Hektar
- 100.000 - 1.000.000 Hektar



Quellen: IUCN 1998a, Knapp et al. 1998,
Knapp & Succow 1999
BfN - INA Insel V/Im, Juli 2000

Abbildung 6
- UNESCO -
Weiterbe-Gebiete in Europa

- Naturerbe**
- < 10.000 Hektar
 - 10.000 - 100.000 Hektar
 - 100.000 - 1.000.000 Hektar
 - > 1.000.000 Hektar
- Kultur-/Naturerbe**
- < 10.000 Hektar
 - 10.000 - 100.000 Hektar
 - 100.000 - 1.000.000 Hektar
 - > 1.000.000 Hektar
- Kulturlandschaften**
- < 10.000 Hektar
 - 10.000 - 100.000 Hektar
- Potentielle Welterbe**
- < 10.000 Hektar
 - 10.000 - 100.000 Hektar
 - 100.000 - 1.000.000 Hektar
 - > 1.000.000 Hektar

Quellen: IUCN 1998a, UNESCO 2000a,
Esping 1997, 1998
BRN - INA Insel Vilim, Juli 2000

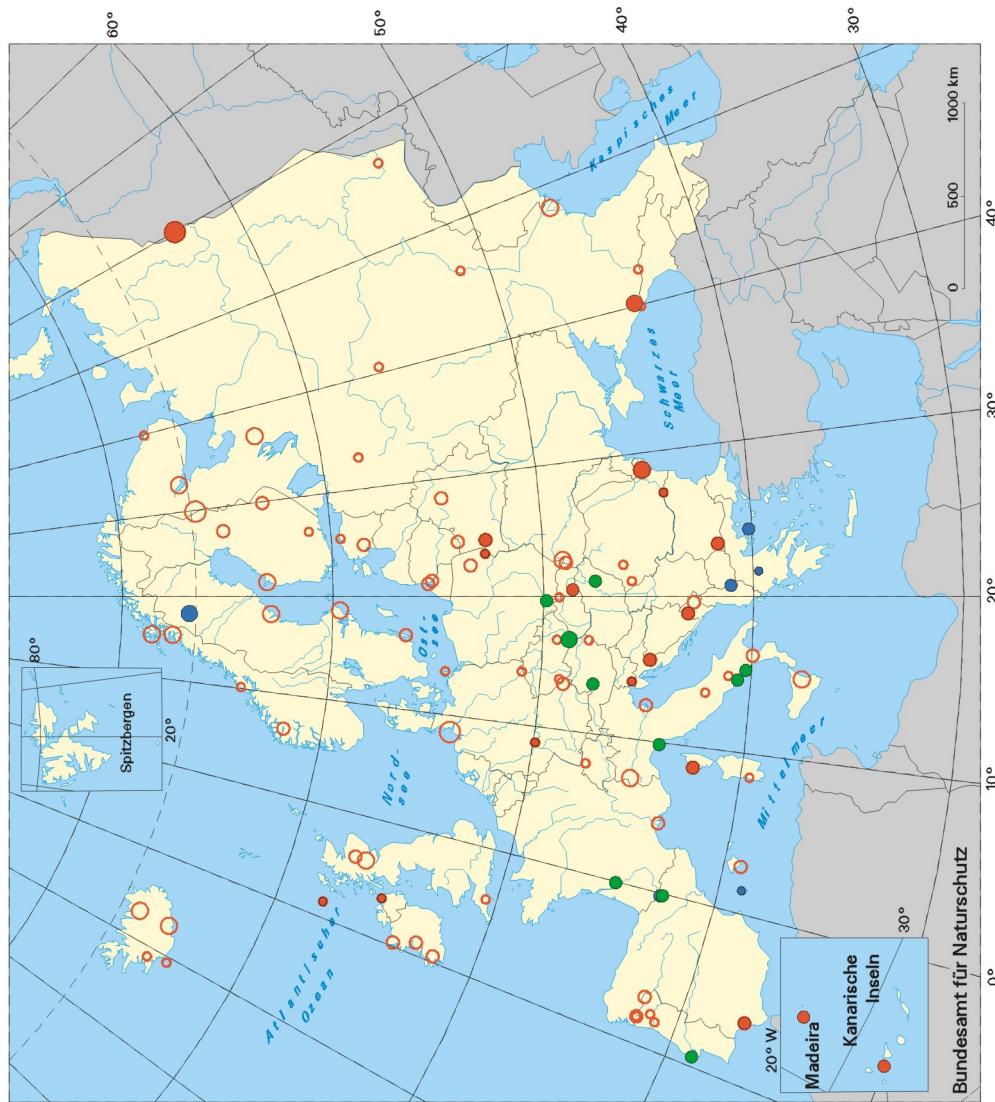
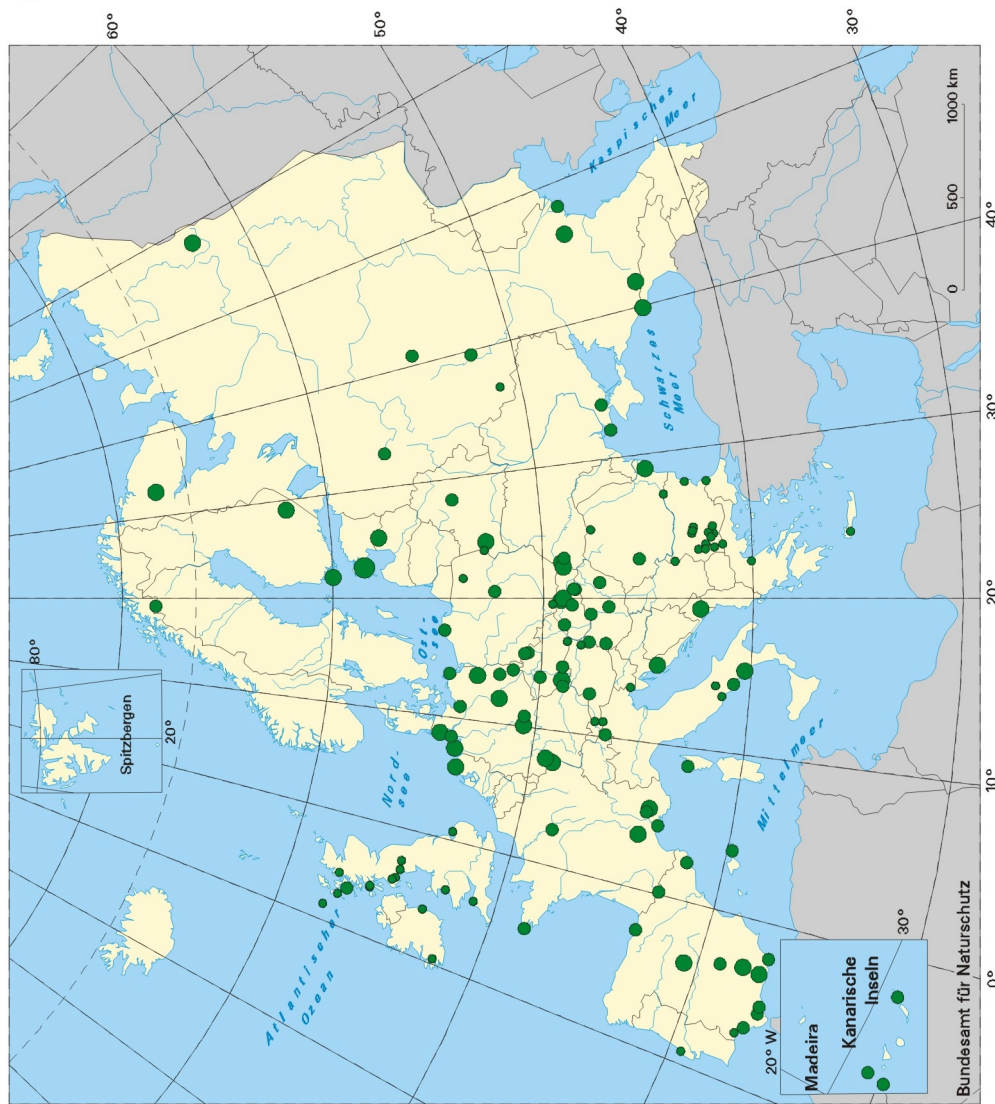


Abbildung 7
- UNESCO -
Biosphärenreservate
in Europa

- < 10.000 Hektar
- 10.000 - 100.000 Hektar
- 100.000 - 1.000.000 Hektar
- > 1.000.000 Hektar



Quellen: IUCN 1998a, UNESCO 2000b,
 Erdmann & Frommberger 1999
 BfN - INA Insel V/Im, Juli 2000

Abbildung 8
**Schutzgebiete der
 Kategorien I und II in den
 Vegetationsregionen Europas**

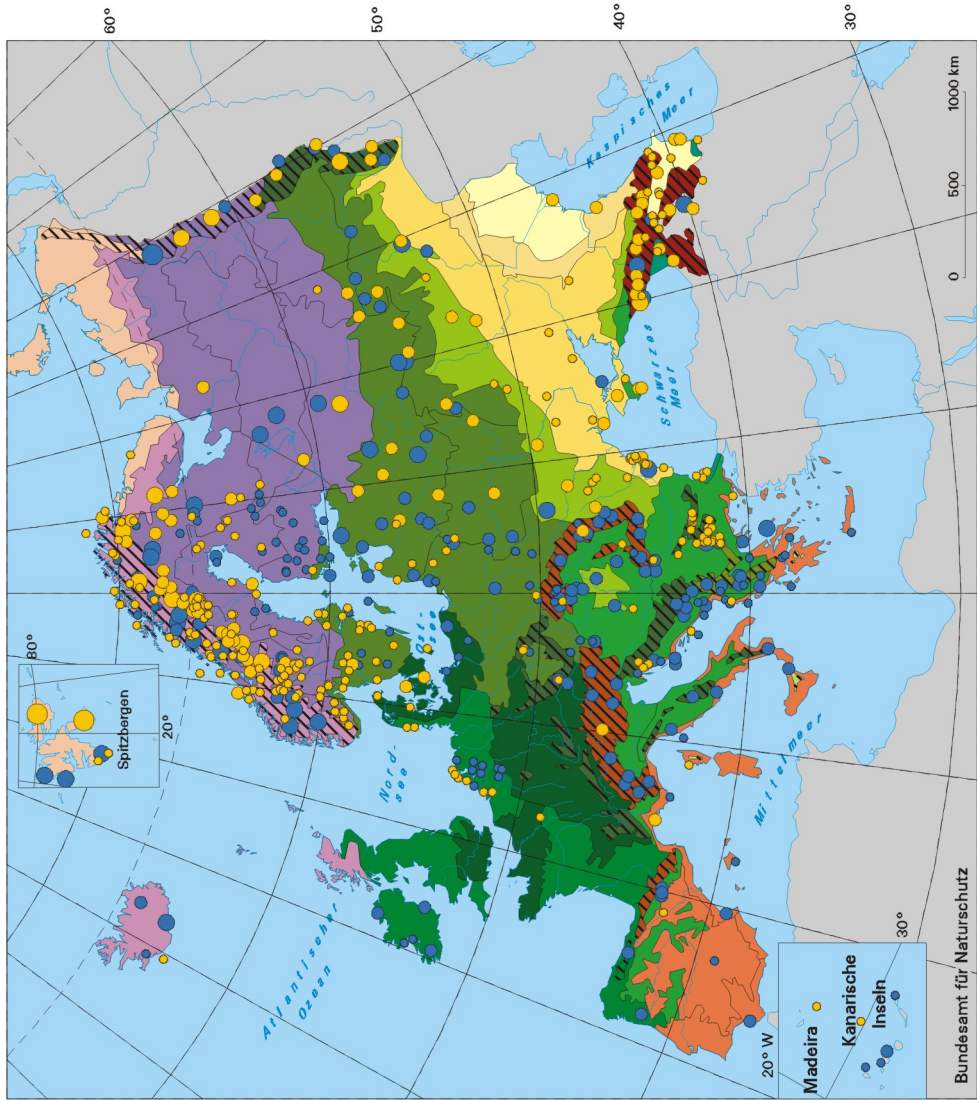


Tabelle 1: Vegetationsmosaik vegetationsökologischer Raumeinheiten am Beispiel des sundisch-südbaltischen Buchenwald-Bezirk (Vegetationseinheiten nach BOHN et al. 2000).

A Flächenanteilig vorherrschende Typen der potentiellen natürlichen Vegetation		strukturbestimmende Arten
F108	Südkandinavisch-nordmitteleuropäische <i>Galium odoratum</i> - und <i>Milium effusum</i> -Buchenwälder	<i>Fagus sylvatica</i> , (<i>Fraxinus excelsior</i>) <i>Cardamine bulbifera</i>
F79	Südkandinavische <i>Deschampsia flexuosa</i> - (Eichen-)Buchenwälder	<i>Fagus sylvatica</i> (<i>Quercus robur</i>) (<i>Quercus petraea</i>) <i>Majanthemum bifolium</i> <i>Lonicera periclymenum</i> <i>Vaccinium myrtillus</i>
F77	(Atlantisch-)subatlantische <i>Deschampsia flexuosa</i>	wie F79 <i>Ilex aquifolium</i>
F80	Nordostmitteleuropäische (Traubeneichen-)Buchenwälder	<i>Fagus sylvatica</i> (<i>Quercus petraea</i>) <i>Calamagrostis arundinacea</i>
B Vegetationstypen mit gebietsweise [sehr] geringem Flächenanteil		
[D54]	Südkandinavisch-ostmitteleuropäische zwergstrauch- und flechtenreiche Kiefernwälder]	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Quercus robur</i> <i>Vaccinium vitis-idaea</i> <i>Calluna vulgaris</i> <i>Cladina spec.</i>
[F8]	Atlantisch-subatlantische Birken-Stieleichenwälder]	<i>Quercus robur</i> <i>Betula pendula</i> <i>Populus tremula</i> <i>Lonicera periclymenum</i> <i>Dryopteris carthusiana</i> <i>Majanthemum bifolium</i>
[F9]	Atlantisch-subatlantische hygrophile Birken-Stieleichenwälder]	<i>Quercus robur</i> <i>Betula pubescens</i> <i>Frangula alnus</i> <i>Molinia coerulea</i> (<i>Myrica gale</i>)
F11	Sublantisch-zentraleuropäische Eichenwälder	<i>Quercus petraea</i> <i>Quercus robur</i> (<i>Pinus sylvestris</i>) <i>Melica nutans</i> <i>Rubus saxatilis</i> <i>Orthilia secunda</i>
F12	Zentraleuropäisch-westsarmatische subkontinentale Kiefern-Eichenwälder	<i>Quercus robur</i> <i>Pinus sylvestris</i> (<i>Carpinus betulus</i>) <i>Vaccinium vitis-idaea</i> <i>Trientalis europaea</i> <i>Melica nutans</i>
F78	(Atlantisch-)subatlantische hygrophile Eichen-Buchenwälder	<i>Fagus sylvatica</i> <i>Quercus robur</i> <i>Quercus petraea</i> <i>Molinia coerulea</i>
F107	Subatlantisch-mitteleuropäische <i>Melica uniflora</i> - und <i>Milium effusum</i> -Buchenwälder	<i>Fagus sylvatica</i> (<i>Quercus petraea</i>) <i>Lamium galeobdolon</i> <i>Galium odoratum</i> (<i>Ilex aquifolium</i>)
F109	Nordsubatlantische <i>Cephalanthera</i> -Buchenwälder	<i>Fagus sylvatica</i> <i>Hepatica nobilis</i>
[F35]	Atlantisch-subatlantische hygrophile Stieleichen-Hainbuchenwälder]	<i>Carpinus betulus</i> <i>Quercus robur</i> (<i>Quercus petraea</i>) <i>Stellaria holostea</i>

		<i>Ranunculus ficaria</i>
[F37]	Südsandinavische Hainbuchen-Stieleichenmischwälder]	<i>Quercus robur</i> <i>Carpinus betulus</i> (<i>Ulmus glabra</i>) (<i>Fagus sylvatica</i>) (<i>Acer campestre</i>) (<i>Tilia cordata</i>) <i>Stellaria holostea</i> <i>Carex sylvatica</i> <i>Hepatica nobilis</i>
[F38]	Mitteleuropäische hygrophile Stieleichen-Hainbuchenwälder]	<i>Carpinus betulus</i> <i>Quercus robur</i> (<i>Tilia cordata</i>)
C Vegetationstypen auf kleinflächigen Sonderstandorten		
[E10]	Friesisch-dänische Küstenheiden]	<i>Calluna vulgaris</i> <i>Empetrum nigrum</i> <i>Erica tetralix</i> <i>Salix repens</i>
P4	Sundisch-baltische Dünenvegetationskomplexe (Vordünen, Weißdünen, Graudünen)	<i>Cakile maritima</i> <i>Crambe maritima</i> <i>Salsola kali</i> <i>Leymus arenarius</i> <i>Ammophila arenaria</i> <i>Lathyrus maritimus</i> <i>Petasites spurius</i> <i>Corynephorus canescens</i>
[P5]	Nordwesteuropäische Dünenvegetationskomplexe]	
P22	Sundisch-westbaltische Salzvegetation im Komplex mit Röhrichten	<i>Salicornia europaea</i> <i>Puccinellia maritima</i> <i>Glaux maritima</i> <i>Juncus gerardii</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Bolboschoenus maritimus</i>
R1	Süßwasser-Röhrichte	<i>Phragmites australis</i>
[S8]	Atlantisch-subatlantische <i>Sphagnum magellanicum</i> -Hochmoore	<i>Eriophorum vaginatum</i> <i>Trichophorum cespitosum</i> <i>Andromeda polifolia</i>
S9	Baltische <i>Sphagnum magellanicum</i> -Hochmoore	<i>Calluna vulgaris</i> <i>Empetrum nigrum</i> <i>Trichophorum cespitosum</i>
[S12]	Zentral- bis osteuropäische baumreiche Hochmoore]	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Ledum palustre</i>
T1	Erlenbrüche	<i>Alnus glutinosa</i> (<i>Fraxinus excelsior</i>)
U9	West- und mitteleuropäische Hartholzauen	<i>Quercus robur</i> <i>Ulmus laevis</i> <i>Ulmus minor</i> <i>Fraxinus excelsior</i>
U24	West- und mitteleuropäische Erlen-Eschenwälder	<i>Fraxinus excelsior</i> <i>Alnus glutinosa</i>
[U28]	Stieleichen-Eschenwälder in Flußmündungsgebieten]	<i>Fraxinus excelsior</i> <i>Quercus robur</i>

Tabelle 2: Pflanzengeographische Charakterisierung vegetationsökologischer Raumeinheiten durch Arealtypen nach MEUSEL & JÄGER (1992), am Beispiel des sundisch-südbaltischen Buchenwald-Bezirktes.

8. (Submediterran/montan) – mitteleuropäische Arealtypen	
8.0	<i>Tilia cordata</i> -Typ
(8.2	<i>Erica tetralix</i> -Typ)
8.3	<i>Calluna</i> -Typ
(8.5	<i>Ilex aquifolium</i> -Typ)
8.4	<i>Teesdalia</i> -Typ
8.6	<i>Hedera helix</i> -Typ
8.7	<i>Fagus sylvatica</i> -Typ
8.10	<i>Fraxinus excelsior</i> -Typ
(8.11	<i>Asarum</i> -Typ)
8.12	<i>Ficaria</i> -Typ
(8.14	<i>Gypsophila fastigiata</i> -Typ)
8.15	<i>Anthoxanthum odoratum</i> -Typ
10. Eurasische (submeridional/montan) – temperate Arealtypen	
10.0	<i>Populus tremula</i> -Typ
10.1	<i>Urtica dioica</i> -Typ
10.2	<i>Poa nemoralis</i> -Typ
10.3	<i>Goodyera repens</i> -Typ
(10.4	<i>Campanula glomerata</i> -Typ)
10.5	<i>Aster tripolium</i> -Typ
10.6	<i>Artemisia absinthium</i> -Typ
10.7	<i>Brachypodium pinnatum</i> -Typ
(10.8	<i>Campanula cervicaria</i> -Typ)
(10.9	<i>Hydrocharis</i> -Typ)
10.10	<i>Angelica sylvestris</i> -Typ
11. Eurasische (bzw. zirkumpolare) boreale Arealtypen	
11.0	<i>Cardamine pratensis</i> -Typ
(11.2	<i>Huperzia selago</i> -Typ)
11.2a	<i>Vaccinium myrtillus</i> -Typ
11.3	<i>Linnaea borealis</i> -Typ
2. Orientalisch–turkestanisch–mediterrane Arealtypen	
(2.7	<i>Daucus</i> -Typ)
(2.9	<i>Nigella</i> -Typ)
(2.10	<i>Chondrilla</i> -Typ)
4. Eurasische und europäische meridional–submeridional – (temperat) kontinentale Arealtypen	
(4.2	<i>Salsola kali</i> -Typ)
(4.5	<i>Adonis vernalis</i> -Typ)
5. (mediterran/montan) – submediterran – (pontische) Arealtypen	
(5.9	<i>Stachys recta</i> -Typ)
(5.10	<i>Acer campestre</i> -Typ)

Tabelle 3: Vegetationsökologische Gliederung Europas (vgl. Abb. 1) (nach KNAPP 1998, KNAPP & SUCCOW 1999, auf der Grundlage von MEUSEL, JÄGER et al. 1965, 1978, 1992, SCHROEDER 1998, BOHN & KATENINA 2000).

ARKTISCHE TUNDREN-ZONE	
I.	Zirkumarktische Tundren-Region/Europäische Tundren-Provinz
I.1	<i>nordsamojedischer Tundren-Bezirk</i>
I.2	<i>lapponischer Tundren-Bezirk</i>
I.3	<i>westsamojedischer Tundren-Bezirk</i>
I.4	<i>norduralischer Gebirgstundren-Bezirk</i>
BOREALE NADELWALD-ZONE	
II.	Europäische boreale Nadelwald-Region
II.1	Boreoatlantische Zwergstrauchheiden- und Birken-Kiefernwald-Provinz
II.1a	<i>isländischer Birkenwald- und Gebirgstundra-Bezirk</i>
II.1b	<i>Zwergstrauchheiden-Bezirk der Färöer-Inseln und SW-Norwegens</i>
II.1c	<i>schottischer Moor- und Gebirgstundra-Bezirk</i>
II.1d	<i>westnorwegischer Birken-Kiefern- und Gebirgstundra-Bezirk</i>
II.2	Skandinavische Kiefern- und Fichtenwald-Provinz
II.2a	<i>Birken-Waldtundra-Bezirk der Halbinsel Kola</i>
II.2b	<i>nordborealer Kiefern- und Fichtenwald-Bezirk</i>
II.2c	<i>mittelborealer Kiefern- und Fichtenwald-Bezirk</i>
II.2d	<i>südborealer Kiefern- und Fichtenwald-Bezirk</i>
II.3	Boreorossische Kiefern- und Fichtentaiga-Provinz
II.3a	<i>boreorossischer Birken-Waldtundra-Bezirk</i>
II.3b	<i>nordborealer Taiga-Bezirk</i>
II.3c	<i>mittelborealer Taiga-Bezirk (c*-sibirischer Einfluß)</i>
II.3d	<i>südborealer Taiga-Bezirk (d*-sibirischer Einfluß)</i>
II.3e	<i>Gebirgstaiga-Bezirk des mittleren Ural</i>
TEMPERATE LAUBWALD-ZONE (NÖRDLICHE NEMORALE ZONE)	
III.	Europäische Laubwald-Region
III.1	Atlantische Laubwald-Provinz
III.1a	<i>hibernisch-mittelbritischer Eichen-Mischwald-Bezirk</i>
III.1b	<i>flämisch-jütischer (Eichen- und) Eichen-Buchenwald-Bezirk</i>
III.1c	<i>amerikanisch-südbritischer Buchenwald-Bezirk</i>
III.1d	<i>aquitianischer Eichen-Mischwald-Bezirk</i>
III.1e	<i>nordlusitanisch-galezisch-kantabrischer Eichen-Mischwald-Bezirk (*Bergmischwälder)</i>
III.2	Subatlantisch-zentraleuropäische Laubwald-Provinz
III.2a	<i>mittelbaltischer Nadel-Laub-Mischwald-Bezirk</i>
III.2b	<i>sundisch-südbaltischer Buchenwald-Bezirk</i>
III.2c	<i>subatlantisch-zentraleuropäischer Buchenwald-Bezirk (*Bergmischwälder)</i>
III.2d	<i>Zentraleuropäischer Eichen-Mischwald-Bezirk</i>
III.3	Sarmatische Laubwald-Provinz
III.3a	<i>nordsarmatischer Kiefern- und Eichen-Lindenwald-Bezirk</i>
III.3b	<i>mitteluralischer Laubwald-Bezirk</i>
III.3c	<i>südwestsarmatischer Eichen-Linden-Mischwald-Bezirk</i>
III.3d	<i>südsarmatischer Eichen-Linden-Mischwald-Bezirk</i>
III.3e	<i>süduralischer Eichen-Linden-Mischwald-Bezirk</i>
IV.	Mitteleuropäische Hochgebirgs-Region
IV.1	Pyrenäen
IV.2	Alpen
IV.3	Karpaten
SUBMERIDIONALE UND MERIDIONALE TROCKENWALD-, STEPPEN- UND WÜSTENZONE	
V.	Submediterrane (Trocken-)Wald-Region
V.1	West-submediterrane Eichen-Trockenwald-Provinz
V.1a	<i>nordiberischer Eichen-Trockenwaldbezirk</i>
V.1b	<i>südgallischer Eichen-Trockenwald-Bezirk</i>
V.1c	<i>pyrenäischer Eichen-Trockenwald-Bezirk</i>
V.2	Zentral-submediterrane Eichen-Mischwald-Provinz
V.2a	<i>norditalischer Eichen-Hainbuchenwald-Bezirk</i>
V.2b	<i>apenninisch-kalabrisch-illyrischer Eichen- Gebirgswald-Bezirk</i>

V.2c	<i>apenninisch-kalabrisch-illyrischer Buchen-Gebirgswald-Bezirk</i>
V.3	Ost-Submediterrane Eichen-Mischwald-Provinz
V.3a	<i>pannonisch-transsilvanischer Eichen-Mischwald-Bezirk</i>
V.3b	<i>balkanischer Eichen-Mischwald-Bezirk</i>
V.3c	<i>balkanischer Buchen-Gebirgswald-Bezirk</i>
V.3d	<i>albanisch-mazedonisch-hellenischer Gebirgswald-Bezirk</i>
V.4	Euxinisch-hyrkanische Eichenmischwald- und Buchenwald-Provinz
V.4a	<i>Istrandscha-Bezirk</i>
V.4b	<i>Südkrim-Bezirk</i>
V.4c	<i>kolchischer-Bezirk</i>
V.4d	<i>hyrkanischer Bezirk</i>
VI.	Mediterrane Hartlaubwald-Region
VI.1	West-mediterrane Hartlaubwald-Provinz
VI.1a	<i>zentraliberischer Bezirk</i>
VI.1b	<i>südlusitanischer Bezirk</i>
VI.1c	<i>bätischer Bezirk</i>
VI.1d	<i>südostiberischer Bezirk</i>
VI.1e	<i>balearisch-katalonisch-provenzalischer Bezirk</i>
VI.2	Zentral-mediterrane Hartlaubwald-Provinz
VI.2a	<i>korsardinischer Bezirk (*Gebirgsstufe)</i>
VI.2b	<i>sizilianischer Bezirk (*Gebirgsstufe)</i>
VI.2c	<i>ligurisch-latischer Bezirk</i>
VI.2d	<i>kalabrisch-apulischer Bezirk</i>
VI.2e	<i>adriatischer Bezirk</i>
VI.3	Ost-mediterrane Hartlaubwald-Provinz
VI.3a	<i>hellenisch-ägäischer Bezirk (*Gebirgsstufe)</i>
VI.3b	<i>nordägäischer Bezirk</i>
VI.3c	<i>kretischer Bezirk</i>
VII.	Kaukasische Hochgebirgs-Region
VIII.	Pontisch-südsibirische Waldsteppen- und Steppen-Region
VIII.1	Pannonisch-pontische Waldsteppen-Provinz
VIII.1a	<i>pannonischer Waldsteppen-Bezirk</i>
VIII.1b	<i>danubisch-nordpontischer Waldsteppen-Bezirk</i>
VIII.1c	<i>nordkaukasischer Waldsteppen-Bezirk</i>
VIII.2	Pontische-Grassteppen-Provinz
IX.	Orientalisch-turanische Wüsten-Region
IX.1	Aralo-kaspische Wüsten-Provinz
IX.1a	<i>aralo-kaspischer Halbwüsten-Bezirk</i>
IX.1b	<i>aralo-kaspischer Wüsten-Bezirk</i>
IX.1c	<i>araxischer Halbwüsten- und Wüsten-Bezirk</i>

Tabelle 4: Pflanzengeographische Gliederung Europas nach MEUSEL & JÄGER (1992) (vgl. Abb. 2).

Abkürzung in Abb. 2	Pflanzengeographische Raumeinheiten: Floren-Zone, FLOREN-REGION, Floren-Provinz, <i>Floren-Unterprovinz</i>
arct	arktische Zone
CIRCUMARCT lapon samojed	ZIRKUMARKTISCHE REGION laponische Provinz samojedische Provinz
bor	boreale Zone
CIRCUMBOR boreoatl isl faer scot w-norv scand z-norv subboreosuec circbott euboreoscand subboreofenn boreoross eu-boreoross sub-boreoross	ZIRKUMBOREALE REGION boreo-atlantische Provinz <i>isländische Unterprovinz</i> <i>färöerische Unterprovinz</i> <i>schottische Unterprovinz</i> <i>west-norwegische Unterprovinz</i> skandinavische Provinz <i>zentralnorwegische Unterprovinz</i> <i>subboreo-suecische Unterprovinz</i> <i>zirkumbottische Unterprovinz</i> <i>euboreoskandinavische Unterprovinz</i> <i>subboreofinnische Unterprovinz</i> boreorossische Provinz <i>euboreossische Unterprovinz</i> <i>subboreorossische Unterprovinz</i>
temp	temperate Zone
MITTELEUR atl s-atl m-atl subatl burgund-rhen fael-sund z-eur herc polon balt slov sarm sw-sarm nw-sarm no-sarm so-sarm	MITTELEUROPÄISCHE REGION atlantische Provinz <i>südatlantische Unterprovinz</i> <i>mittelatlantische Unterprovinz</i> subatlantische Provinz <i>burgundisch-rhenanische Unterprovinz</i> <i>fälisch-sundische Unterprovinz</i> zentraleuropäische Provinz <i>herzynische Unterprovinz</i> <i>polonische Unterprovinz</i> <i>baltische Unterprovinz</i> slowenische Provinz sarmatische Provinz <i>südwestsarmatische Unterprovinz</i> <i>nordwestsarmatische Unterprovinz</i> <i>nordostsarmatische Unterprovinz</i> <i>südostsarmatische Unterprovinz</i>
ALPISCH-CARP ALPISCH CARP	ALPISCH-KARPATISCHE REGION ALPISCHE UNTERREGION KARPATISCHE UNTERREGION
sm	submeridionale Zone
MACAR-MED SUBMED 1 n-lusit n-iber w-pyr catal-provenc s-gall 2 pad lig-lat corsard app circadr illyr alb	MAKARONESISCH-MEDITERRANE REGION SUBMEDITERRANE UNTERREGION * Westsubmediterrane Provinz-Gruppe nordlusitanische Provinz nordiberische Provinz westpyrenäische Provinz katalonisch-provenzalische Provinz südgallische Provinz * Zentralsubmediterrane Provinz-Gruppe padanische Provinz ligurisch-latische Provinz korsardinische Provinz apenninische Provinz zirkumadriatische Provinz illyrische Provinz albanische Provinz

3 balc mac-thrac eux w-eux s-eux crim colch n-anat	* Ostsubmediterrane Provinz-Gruppe balkanische Provinz mazedonisch-thrakische Provinz euxinische Provinz <i>westeuxinische Unterprovinz</i> <i>südeuxinische Unterprovinz</i> <i>krimische Unterprovinz</i> <i>kolchische Unterprovinz</i> nordanatolische Provinz
CAUC	KAUKASISCHE UNTERREGION
PONT-S-SIBIR pann danub pont w-pont m-pont o-pont	PONTISCH-SÜDSIBIRISCHE REGION pannonische Provinz danubische Provinz pontische Provinz <i>westpontische Unterprovinz</i> <i>mittelpontische Unterprovinz</i> <i>ostpontische Unterprovinz</i>
OR-TURAN aralocasp	ORIENTALISCH-TURANISCHE REGION aralo-kaspische Provinz
m	meridionale Zone
MACAR-MED MED west-med s-lusit z-iber baet so-iber-balear z-med corsard sic calab s-app apul w-hell o-med aeg	MAKARONESISCH-MEDITERRANE REGION MEDITERRANE UNTERREGION * Westmediterrane Provinz-Gruppe südlusitanische Provinz zentraliberische Provinz bätische Provinz südostiberisch-balearische Provinz * Zentralmediterrane Provinz-Gruppe korsardinische Provinz sizilianische Provinz kalabrische Provinz südapenninische Provinz apulische Provinz westhellenische Provinz * Ostmediterrane Provinz-Gruppe ägäische Provinz
OR-TURAN arax hyrc	ORIENTALISCH-TURANISCHE REGION araxische Provinz hyrkanische Provinz

Tabelle 5: Kulturlandschaften in Europa (nach KNAPP 1998, KLEINN 1998, KNAPP & SUCCOW 1999).

Landschaftstyp	Vegetationsregion	Hauptnutzungen	Weitere Nutzungen	Besonderheiten
I. Waldlandschaften				
I.1 Nordskandinavisch-nordrussische Taigalandschaften	II.2b/3b Skandinavische und russische nordboreale Kiefern- und Fichtenwald-Bezirke	Forstwirtschaft, Jagd	Sammeln von Beeren und Pilzen, Fischfang, Bergbau, in Siedlungsnähe auch Tierhaltung, Garten- und Ackerbau	ausgedehnte Wald- und Moorlandschaften, sehr dünn besiedelt, Waldanteil weithin > 75%
I.2 Skandinavisch russische Taigalandschaften mit Landwirtschaft	II.2c/3c; 2d/3d Skandinavischer und russischer mittel- und südborealer Kiefern- und Fichtenwald-Bezirk	Forstwirtschaft, Jagd, kleinflächige Landwirtschaft und Weidewirtschaft	wie I.1, Torfabbau	Waldanteil weithin > 50%
I.3 Mischwald-Landschaften mit Landwirtschaft	III.2a Mittelbaltischer Nadel-Laub-Mischwald-Bezirk	Wie I.2, urbane Zentren, Industrie	Sammeln von Beeren und Pilzen, Fischfang, Torfabbau, Waldimkerei	Waldanteil > 25%
I.4 Atlantische Laubwaldlandschaften mit Landwirtschaft	III.3 Sarmatische Laubwald-Provinz III.1d Aquitanischer Eichen-Mischwald-Bezirk III.1e nordlitanisch-galizisch-kantabrischer Eichen-Mischwald-Bezirk	Forstwirtschaft, Landwirtschaft	Fischerei	Waldanteil ca. 50%
II. Weidelandschaften				
II.1 Tundra und Waldtundra	I. Europäische Tundren-Provinz II.2a/3a Birken-Waldtundra-Bezirk	nomadische Rentierbeweidung	Fischfang, Jagd	Nutzung natürlicher Vegetation durch halb domestizierte Wildtiere, traditionelle (indigene) Nomadenkultur, Waldanteil < 10%
II.2 (Boreo)atlantische Heidelandschaften	II.1 Boreoatlantische Zwergstrauchheiden- und Birken-Kiefernwald-Provinz	Beweidung, insbesondere mit Schafen (Rindern und Pferden)	Fischfang, Torfabbau, Jagd, kleinflächig Ackerbau	Nutzung anthropogener Heiden durch Haustiere, Waldanteil meist < 10%
II.3 Weidelandschaften in kontinentalen Feuchtgebieten	VIII.2 Pontische Grassteppen-Provinz IX.1 Aralo-kaspische Wüsten-Provinz	Beweidung mit Rindern, Pferden, Schafen, Fischfang	Jagd, kleinflächig Ackerbau, Rohrmahd	Beispiele: Stromaue und Delta von Donau und Wolga, Limane an nördlicher Schwarzmeerküste und aralischer Asowschen Meer, Waldanteil sehr gering (< 10%)
II.4 Weidelandschaften der pannonischen Waldsteppe (Puszta)	VIII.1a Pannonischer Waldsteppen-Bezirk	Beweidung mit Rindern, Pferden, Schafen	Jagd, Fischfang, Ackerbau	anthropogene Steppen im ungarischen Tiefland, Waldanteil sehr gering (< 10%)
II.5 Weidelandschaften in aralokaspischen Halbwüsten und Wüsten	IX.1 Aralo-kaspische Wüsten-Provinz	Beweidung mit Schafen, Rindern, Kamelen, Pferden, Bewässerungsfeld- und Gartenbau	Jagd	Nutzung natürlicher Vegetation, (Halbwüsten, Wüsten) durch Haustiere, wildlebende Herbivoren (z. B. Saiga, Kropfgazelle) weitgehend verdrängt
III. Ackerbauandschaften				
III.1 Polder- und Marschlandschaften an der Nordseeküste	III.1b flämisch-jütischer Eichen- und Eichen-Buchenwald-	Ackerbau, Beweidung (Deiche, Salzwiesen), urbane Zentren,	Tourismus, Windkraftnutzung, Fischfang	eingedeichte Marschen und Polder an der holländischen, deutschen und

Landschaftstyp	Vegetationsregion	Hauptnutzungen	Weitere Nutzungen	Besonderheiten
	Bezirk	Hafenwirtschaft		dänischen Nordseeküste, nahezu waldfrei
III.2 Atlantische Ackerlandschaften	III.1 Atlantische Laubwald-Provinz	Landwirtschaft (Getreide, Kartoffeln, Rüben), Gartenbau, urbane Zentren, Industrie, Handel und Gewerbe	breites Spektrum an Nutzungen	überwiegend geringer bis sehr geringer Waldanteil, kleinstrukturierte, relativ dicht besiedelte, strukturreiche Kulturlandschaft, eingefriedete Äcker („Bocages“)
III.3 Ackerlandschaften mitteleuropäischer Hügelländer	III.2c subatlantisch-zentraleuropäischer Buchenwald-Bezirk III.2d zentraleuropäischer Eichen-Mischwald-Bezirk	industrielle Landwirtschaft (Getreide, Kartoffeln, Rüben, Mais), Forstwirtschaft, urbane Zentren, Industrie, Handel und Gewerbe	breites Spektrum von Nutzungen	Waldanteil weithin um 25%, dicht besiedelt; offene Agrarlandschaft im Komplex mit Wäldern/Forsten (auch größeren) und Siedlungsland, kleinteiliger strukturiert als III.4
III.4 Ackerlandschaften mitteleuropäischer Tiefländer	III.2b sundisch-südbaltischer Buchenwald-Bezirk III.2d zentraleuropäischer Eichen-Mischwald-Bezirk	industrielle Landwirtschaft (Getreide, Raps, Kartoffeln, Rüben, Mais), Forstwirtschaft, urbane Zentren, Handel und Gewerbe	breites Spektrum von Nutzungen	Waldanteil weithin um 25%, relativ dicht besiedelt; offene Agrarlandschaft im Komplex mit Wäldern/Forsten und Siedlungsland
III.5 Südsandinavisch-baltische Ackerlandschaften	III.2a mittelbaltischer Nadel-Laub-Mischwald-Bezirk III.3a nordsarmatischer Kiefern- und Eichen-Lindenwald-Bezirk	Landwirtschaft (Getreide, Kartoffeln, Rüben), Weidewirtschaft, Forstwirtschaft	Jagd, Fischerei	waldreiche, relativ dünn besiedelte Agrar-/Waldlandschaften mit Hutungen, traditionelle Bewirtschaftung
III.6 osteuropäische Ackerlandschaften	III.3 Sarmatische Laubwald-Provinz	Landwirtschaft (Getreide, Kartoffeln, Rüben)	Forstwirtschaft, urbane Zentren	relativ waldarme (< 25%) weiträumige Agrarlandschaften
III.7 Ackerlandschaften der pontisch-südsibirischen Steppenregion	VIII.1b,c Pannonisch-pontische Waldsteppen-Provinz VIII.2 Pontische Grassteppen-Provinz	industrielle Landwirtschaft (Weizen, Mais, Sonnenblumen, Kartoffeln, Rüben)	Bergbau, Industrie, urbane Zentren	extrem waldarme Lößlandschaften (Schwarzerde), Steppe weitestehend in Ackerland umgewandelt
IV Submediterran-mediterrane Kulturlandschaften				
IV.1 Submediterran (mediterrane) Waldlandschaften mit Beweidung und Landwirtschaft	V/(VI) Submediterran-(mediterrane) Gebirgswald-Bezirke	Waldwirtschaft, Weidewirtschaft, Landwirtschaft, Gartenkultur	breites Spektrum an Nutzungen, z.B. Weinbau, lokal Teeanbau	reich strukturierte Gebirgslandschaften mit vielfältiger Regionalstruktur
IV.2 Submediterran-(mediterrane) Ackerlandschaften	V.1-4 Submediterrane Eichen-Mischwald-Region	Landwirtschaft, Weidewirtschaft, Obstbau, urbane Zentren	breites Spektrum an Nutzungen	relativ waldarme, reich strukturierte Hügel- und Tiefländer, relativ dicht besiedelt
IV.3 Iberische Dehesas	VI.1 Westmediterrane Hartlaubwald-Provinz	traditionelle Landwirtschaft, Korkeichen, Wanderschäferie (Transhumanz)	breites Spektrum an Nutzungen, Tourismus	markante Hutelandschaften mit lichthem Baumbestand
IV.4 Mediterrane Kulturlandschaften	VI.1-3 Mediterrane Hartlaubwald-Region	Landwirtschaft und Gartenkultur (Oliven, Wein, Citrus, Feigen, Gewürzkräuter)	sehr breites Spektrum an Nutzungen, Meerestischerei, Tourismus	Entfaltungsgebiet früher europäischer Hochkulturen, meist kleinstrukturierte, komplexe Kulturlandschaft

Landschaftstyp	Vegetationsregion	Hauptnutzungen	Weitere Nutzungen	Besonderheiten
V Gebirgslandschaften				
V.1 Nordeuropäische Gebirgstundren-Landschaften	II.1d Norwegischer Birken-Kiefern- und Gebirgstundra-Bezirk	Beweidung mit Rentieren, Rindern und Schafen	Tourismus	Hochlagen der Skandinavischen Gebirge und des nördlichen Urals, Nutzung natürlicher Vegetation (Gebirgstundra) durch halbdomestizierte Wildtiere und Haustiere
V.2 Mittel- und osteuropäische Waldgebirgs-Landschaften	II.3e, III.2c*, 3b/3e Gebirgsvegetations-Komplexe der europäischen borealen Nadelwald- und temperaten Laubwald-Regionen	Forstwirtschaft (überwiegend Fichte)	Landwirtschaft, Tourismus, Bergbau, Kleinindustrie und Gewerbe	mitteleuropäische Mittelgebirge, regional differenziert; Mittlerer und Südlicher Ural
V.3 Mittel-, süd- und südost-europäische Hochgebirgs-Landschaften	IV, V2c/3c, VII Gebirgsvegetations-Komplexe der mittel-, südost-europäischen und kaukasischen Hochgebirgs-Regionen	Landwirtschaft in Tälern und Vorbergen, Forstwirtschaft in der Waldstufe, Almwirtschaft oberhalb der Waldgrenze, Tourismus	Jagd, Fischfang, Imkerei, Wasserkraftwerke, Bergbau	sehr differenzierte traditionelle Volkskulturen, regionale Unterschiede, Pyrenäen, Zentralmassiv, Jura, Alpen, Karpaten, Dinariden, Balkan-gebirge, Rhodopen, Kaukasus

Some Uses of the Map of the Natural Vegetation of Europe for Natura 2000

Anwendung der Karte der natürlichen Vegetation Europas für Natura 2000

DOUG EVANS

Abstract

The ETC/NPB (European Topic Centre for Nature Protection & Biodiversity) gives scientific advice and assistance to the European Commission (EC) in the implementation of the EU Habitats Directive and this requires data at a European scale from many sources. The ETC/NPB prepared a map of EU 'Biogeographical Regions' for Natura 2000 and more recently a Pan-European biogeographical map for the Bern Convention 'Emerald' network using maps of potential natural vegetation. The methodology used to produce the maps is described.

If problems due to differing classification systems can be overcome the EPNV (European Potential Natural Vegetation) map and associated data will help with the assessment of the proposals from EU Member States; two possible examples are discussed and some further possibilities explored including the use of other European datasets in conjunction with the map of EPNV.

Zusammenfassung

Das Europäische Fachzentrum für Naturschutz und Biodiversität (ETC/NPB) in Paris unterstützt die Europäische Kommission bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie durch wissenschaftliche Beratung und Zuarbeit. Dazu benötigt es europaweite Daten aus verschiedensten Quellen. Das ETC/NPB erarbeitete für die EU eine Karte der „biogeographischen Regionen“ für Natura 2000 und kürzlich auch eine gesamteuropäische biogeographische Karte für das „EMERALD Netzwerk“ im Rahmen der Berner Konvention auf der Grundlage von Karten der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV). Die Methoden zur Erarbeitung dieser Karten werden beschrieben.

Wenn Probleme wegen unterschiedlicher Klassifizierungssysteme zu lösen sind, helfen die Karte der natürlichen Vegetation Europas und die mit ihr verknüpften Daten bei der Bewertung der Vorschläge der EU-Mitgliedstaaten. Zwei Beispiele für die Anwendung der Vegetationskarte Europas in diesem Zusammenhang werden vorgestellt und diskutiert, weitere Anwendungsmöglichkeiten unter zusätzlicher Nutzung anderer europaweiter Datenbestände werden erörtert/angesprochen.

1 Introduction

The European Topic Centre for Nature Protection & Biodiversity (ETC/NPB; formerly the European Topic Centre on Nature Conservation) is one of 5 Topic Centres working for the European Environment Agency (EEA) which is based in Copenhagen. The ETC/NPB is a consortium of 9 institutions in 8 countries led by the Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) in Paris although 3 of the partner institutes are themselves networks across several countries. There is a small 'core team' based at the MNHN. The ETC/NPB has two main areas of work:

- **REPORTING:** Development of European-wide indicators, reports on biodiversity in Europe.
- **NATURA 2000:** Support to the implementation of the European Union network of sites designated by Member States under the Bird Directive and under the Habitats Directive.

	Biogeographic region	Main threats to biodiversity
	Arctic region	Climate change may change conditions for plant and animal communities Ozone depletion
	Boreal region	Intensive forestry practices Exploitation for hydroelectric power Freshwater acidification
	Atlantic region	High degree of habitat fragmentation by transport and urban infrastructures Intensive agriculture Eutrophication with massive algal blooms Invasive alien species
	Continental	High degree of habitat fragmentation by transport and urban infrastructures Industry and mining Atmospheric pollution Intensive agriculture Intensive use of rivers
	Alpine (Alps, Pyrenees, Carpathians, Dinaric Alps, Balkans and Rhodopes, Scandes, Urals and Caucasia).	Climate change may change conditions for plant and animal communities Transport infrastructures Tourism Dams
	Pannonian	Intensification of agriculture Drainage of wetlands Irrigation combined with evaporation leads to salinisation and alkalinisation Eutrophication of large lakes Mining industry with heavy metals pollution of some rivers
	Mediterranean	The world's most important tourism destination High pressures from urbanisation in coastal areas Intensification of agriculture in plains, land-abandonment in mid-mountains Desertification in some areas Invasive alien species
	Macaronesian (Includes Azores, Madeira, Canaries islands)	Invasive alien species Tourism Forest fires and uncontrolled tree-felling Intensification of agriculture with large greenhouses
	Steppic	Intensification of agriculture, e.g. abandonment of nomadic pastoral activities Desertification Large mining and industrial settlements, with pollution problems
	Black Sea	Intensification of agriculture: irrigation, salinisation Waterlogging Tourism
	Anatolian	Intensification of agriculture : conversion of steppes into arable lands, irrigation, drainage of wetlands, overgrazing Building of dams



Figure 1: Map of Biogeographical Regions for Natura 2000.

To carry out this work the ETC/NPB has developed a series of 'tools' including EUNIS (European Nature Information System) which has several components including a Habitat classification (DAVIES & MOSS 1997). Further information on the ETC/NPB and the EEA can be found at <http://nature.eionet.eu.int/> & www.eea.eu.int.

2 Map of Biogeographical Regions

The 'Habitats' Directive (European Commission 1992/95/2004) makes reference to 7 biogeographical regions (Alpine, Atlantic, Boreal, Continental, Macaronesia & Mediterranean, with a Pannonian region added in 2004) and states that assessment of sites proposed by each of the member states for the conservation of habitats and species listed on Annexes I & II of the Directive shall take place across each region. Accordingly a map of these regions was prepared for the EU member states (Figure 1) based on a map of natural vegetation produced for the Council of Europe (NOIRFALISE 1987). The CoE map covers western Europe, Scandinavia, Greece & Turkey. The first version of the map of biogeographical regions did not include Austria, Finland & Sweden which were added when they joined the EU in 1995 or the 10 countries which joined in 2004.

Each mapping unit was assigned to one of the 6 regions (e.g. 'F2 Anglo Norman beech forests' to the Atlantic, 'F6 Hercynian acidophilous beech forests' to the Continental) or to a group of 'azonal' habitats such as some mire and riverine habitats which have a very wide distribution. This produced a map of 6 regions and a azonal group. This map was then simplified by re-allocating small isolated areas of a given region to the surrounding region and azonal areas were allocated to the adjacent region. This process is shown on Figure 2. The map was discussed at meetings of the Habitats Committee Scientific Working Group and was approved by the Habitats Committee.

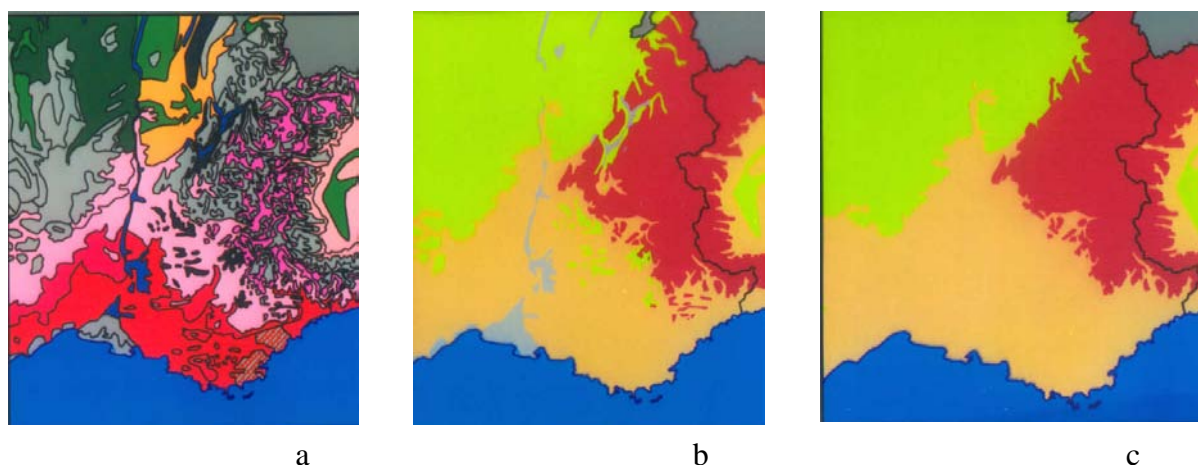


Figure 2: Methodology used to produce the Biogeographical map for Natura 2000.

2a is an extract from the CoE map (NOIRFALISE 1987) of natural vegetation. In 2b each mapping unit has been assigned to a biogeographical region or the azonal group (here : Alpine, Continental, Mediterranean or azonal) and 2c shows the final map after simplification. The grey area at top right is part of Switzerland which is not included in this map.

The resulting map is only valid at small scales. It should be remembered that habitats typical of one region may occur in another (e.g., alpine heaths on mountains in the Continental region), indeed such 'outliers' often have a major scientific and conservation value.

Later the map of biogeographical regions was extended to the whole of Europe to help implement the Emerald network of the Council of Europe (CoE 1998) and for the implementation of Natura 2000 in the 10 countries which joined the EU in 2004 and the remaining candidate countries. The PNV map was used as a data source for this extension which followed the same procedure but included 5 new regions (Anatolian, Arctic, Black Sea, Pannonian & Steppic). The first version of the Pan-European map which was adopted by the Standing Committee of the Bern Convention in December 1997 was based on the 1:15,000,000 and 1 : 10,000,000 PNV maps (BOHN 1993; BOHN et al. 2000) with boundaries transferred by hand. A revised version was produced when a digital edition of the 1 : 2,500,000 map became available(BOHN et al. 2000). The major differences are in Central Europe where the area of the Carpathians classified as Alpine now extends further west than before. Further details of history and production of the map of biogeographical regions are given in ROEKARTS (2002).

3 Information required for Natura 2000 assessments

The Natura 2000 network of sites aims to maintain or restore the habitats and species listed on Annexes I & II of the Directive at 'Favourable Conservation Status'. To ensure that the sites proposed are sufficient to achieve this aim a series of meetings are being held for each a series of meetings are being held for each biogeographical region to assess the proposals and identify habitats and species where member states should propose additional sites. To assess these proposals requires information on

- Distribution & extent of each Annex I habitat;
- Variation (species composition, structure, etc) of each habitat;
- Threat, trends, changes for each habitat.

However data is often lacking and when available there can be problems in comparing data from different sources. For example several systems for classifying (& mapping) vegetation/habitats are in use across Europe including

- | | |
|---|--------------------------------------|
| ● 'Traditional' phytosociology/E.V.S ¹ | ● Council of Europe map ² |
| ● CORINE Biotopes ³ /Palaeartic ⁴ /EUNIS ⁵ | ● CORINE Land Cover ⁶ |
| ● EPNV map ⁷ | |

(¹ RODWELL et al. 1995; ² NOIRFALISE 1987; ³ MOSS & WYATT 1994; ⁴ DEVILLERS & DEVILLERS-TERSCHUREN 1996; ⁵ DAVIES & MOSS 1997; ⁶ EUROPEAN COMMISSION 1994; ⁷ Bohn et al. 2000/2003).

There are also many national and regional classifications (e.g., U.K. National Vegetation Classification, RODWELL 1991-2000, Vegetationstyper i Norden, PÅHLSSON 1998).

To make best use of available data on distribution, etc., it is necessary to translate between these various systems but this can be difficult, as often there is no simple 'one to one' relationship and sometimes precise definitions are lacking. Phytosociological syntaxa are often used as part of the definitions in other systems and are probably the best common ground. The synonymy of alliances produced by the European Vegetation Survey (RODWELL et al. 2002) makes this easier. The EC has published an aid to identifying Annex I habitats which is largely based on the Palaeartic classification (ROMÃO 1996; CEC 2003).

4 Do proposed sites cover the range & variation of the habitat?

A minimum requirement is that the sites proposed for a given habitat should cover both the geographical range and the known biological and ecological variation. In theory it is easy to overlay a map of sites over a map of the habitat distribution but often such distribution maps do not exist. Where EPNV mapping units correspond to Annex I habitats it is possible to compare proposed sites with potential distribution of habitat.

The EPNV mapping unit 'C19 Larch-Pine forests (*Pinus cembra*, *Larix decidua*) in the Alps, partly with *Picea abies*, *Pinus mugo* or *P. rotundata*, with *Alnus alnobetula*, partly alternating with *Rhododendron* scrub (*Rhododendron ferrugineum*) or *Juniperus communis* ssp. *alpina*' approximately corresponds to Annex I type '9420 Alpine *Larix decidua* and/or *Pinus cembra* forests' (Forests of the sub-alpine and sometimes montane levels, dominated by *Larix decidua* or *Pinus cembra*; the two species may form either pure or mixed stands, and may be associated with *Picea abies* or *Pinus uncinata*) although '4060 Alpine & subalpine heaths' may also be included. Figure 3 shows the distribution of this vegetation type and proposed sites for a part of the Western Alps. Note that some proposed sites do not correspond to the equivalent natural vegetation. This may be due to stands being incorrectly identified but more likely reflects isolated stands too small to be mapped at 1 : 2,500,000.

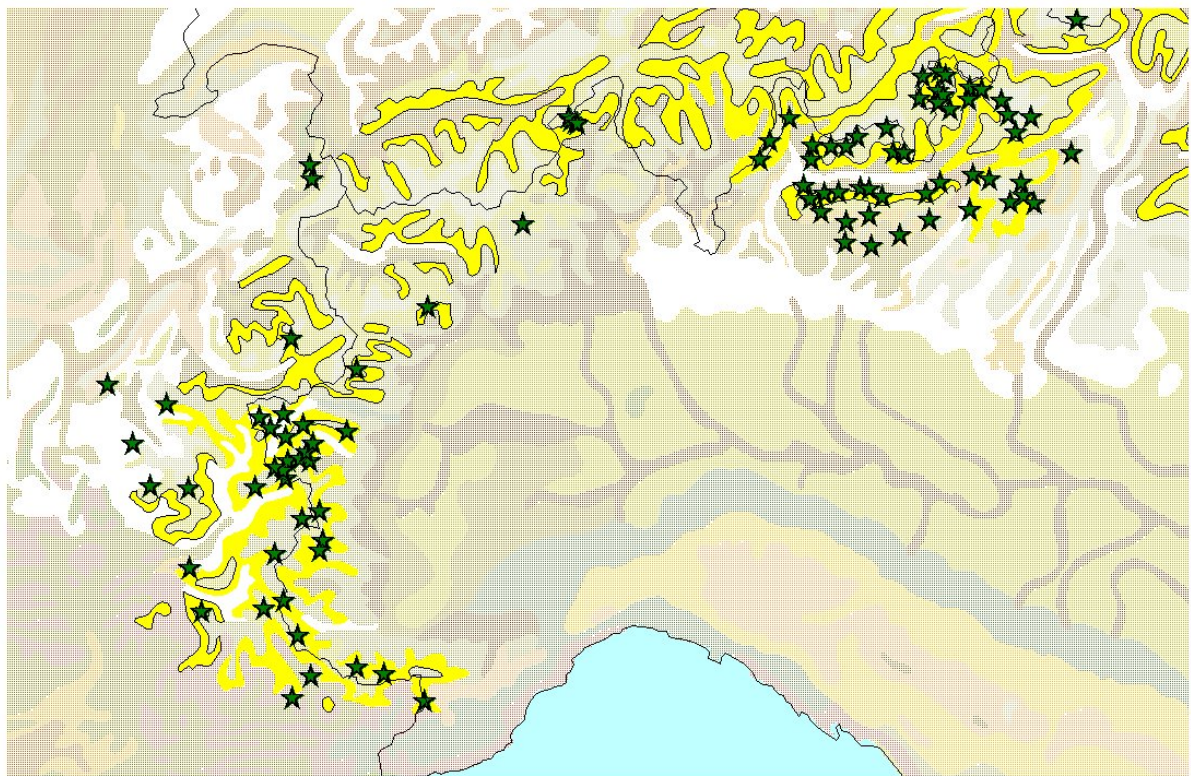


Figure 3: Distribution of the EPNV mapping unit 'C19 Larch-Pine forests' (yellow) and of sites proposed as pSCI for the Annex I habitat '9420 Alpine *Larix decidua* and/or *Pinus cembra* forests' by France and Italy in the western Alps (stars) by 2000.

In many cases, although there is no 'one to one' relationship, a group of mapping units corresponds to a group of Annex I habitats. For example units P1.1 to P1.4 (12 units of West European & Mediterranean dunes) correspond to Annex I types 2110 to 2270 (17 types) as shown in Table 1.

Table 1: Dune mapping units for western Europe & corresponding Annex I habitats.

1.1 Boreo-Atlantic sand-dune vegetation (P1, P2)	2110	Embryonic shifting dunes
	2120	Shifting dunes along the shoreline with <i>Ammophila arenaria</i> (white dunes)
1.2 Bothnian-Baltic sand-dune vegetation (P3, P4)	2130	* Fixed coastal dunes with herbaceous vegetation (grey dunes)
	2140	* Decalcified fixed dunes with <i>Empetrum nigrum</i>
	2150	* Atlantic decalcified fixed dunes (<i>Calluno-Ulicetea</i>)
1.3 Atlantic sand-dune vegetation (P5 – P8)	2160	Dunes with <i>Hippophae rhamnoides</i>
	2170	Dunes with <i>Salix repens</i> ssp. <i>argentea</i> (<i>Salicion arenariae</i>)
	2180	Wooded dunes of the Atlantic, Continental and Boreal region
	2190	Humid dune slacks
1.4 Mediterranean sand-dune vegetation (P9 – P12)	21A0	Machairs (* in Ireland)
	2210	<i>Crucianellion maritimae</i> fixed beach dunes
	2220	Dunes with <i>Euphorbia terracina</i>
	2230	<i>Malcolmietalia</i> dune grassland
	2240	<i>Brachypodietalia</i> dune grasslands with annuals
	2250	* Coastal dunes with <i>Juniperus</i> spp.
	2260	<i>Cisto-Lavenduletalia</i> dune sclerophyllous scrubs
	2270	* Wooded dunes with <i>Pinus pinea</i> and/or <i>Pinus pinaster</i>

Figure 4 shows the distribution of dunes (P5 from the EPNV map) and sites proposed by the United Kingdom for the associated Annex I habitats for Northern Scotland. The map only shows sites proposed by the UK up to 1999 and further proposals have been added.

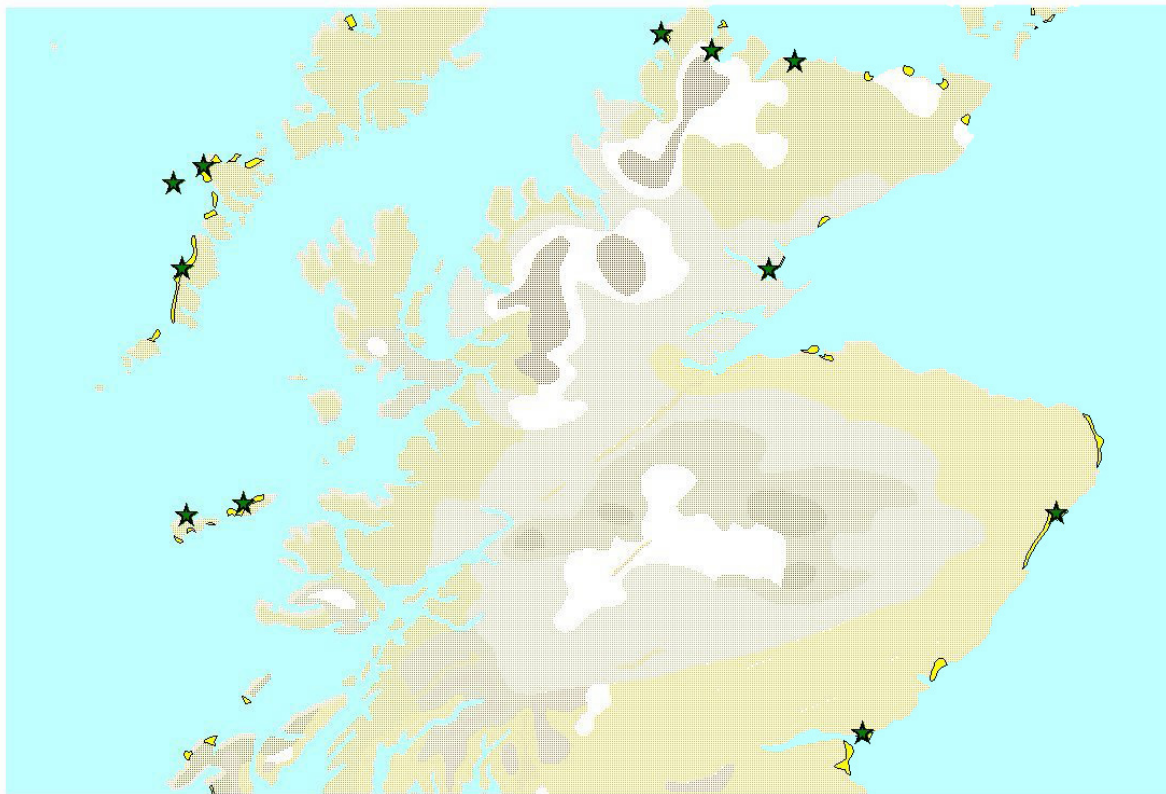


Figure 4: Distribution of coastal dunes (P5, shown in yellow) and of sites proposed as pSCI by the United Kingdom for one or more Annex I dune habitats (stars) in Northern Scotland up to 2000.

In both examples this allows a rapid comparison of the geographical range of the habitat with proposed sites and would allow obvious gaps in coverage to be identified. It also highlights sites which may have been misidentified and may require discussion. This is only possible for habitats which are 'natural' and occurring in relatively large stands; but a large number of Annex I habitats are anthropogenic such as some grasslands and heaths or occur as small stands (e.g., 7220 Petrifying springs with tufa formation). There are also 8 marine habitats.

Where an Annex I habitat corresponds to two or more mapping units it is possible to ensure that this major ecological variation is covered by the proposed sites. For example '91E0 Residual Alder Woods' is covered by 5 mapping units (U23-27) while '91F0 mixed oak-elm-ash forests' probably corresponds to U7-22.

However in the later case U7 is a potential vegetation which probably does not exist at present highlighting the need for ecological knowledge when interpreting these data.

5 Does the Habitats Directive protect the rarest habitats?

The EPNV map & associated tables can easily identify mapping units which are intrinsically rare and this can help assess the proposals from Accession Countries to add habitats to Annex I to cover types not covered by the existing list. It also allows an examination of the role of the Directive in protecting Europe's rarest vegetation and could contribute to any future revision of Annex I. Again this is only possible for habitats which are 'natural' although it may be possible to estimate potential range of replacement communities

Table 2: The ten 'rarest' mapping units in Formation J (Mediterranean sclerophyllous forests and scrub) and equivalent Annex I habitat types (? Indicates no obvious Annex I equivalent).

Map Code	Area Km ²	Vegetation Type	NATURA 2000 Habitat
J32	41	Adriatic meso-Mediterranean kermes oak (<i>Quercus coccifera</i>) forests with <i>Fraxinus ornus</i>	?
J41	58	Algarvian thermo-Mediterranean <i>Quercus coccifera</i> - <i>Juniperus turbinata</i> -forests with <i>Rhamnus oleoides</i> , <i>Osyris quadripartita</i> , <i>Chamaerops humilis</i> , <i>Ulex erinaceus</i> , <i>Cistus palhinhae</i> , <i>Teucrium vincentinum</i>	2250* Coastal dunes with <i>Juniperus</i> spp. 5140* <i>Cistus palhinhae</i> formations on maritime wet heaths
J16	160	Balearic-Majorcan meso-Mediterranean holm oak forests (<i>Quercus ilex</i>) with <i>Cyclamen balearicum</i> on calcareous soils	9340 <i>Quercus ilex</i> and <i>Quercus rotundifolia</i> forests
J50	180	Northeast Aegean wild olive-kermes oak-mastic tree scrub (<i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Quercus coccifera</i> , <i>Olea oleaster</i>), partly in combination with <i>Pinus brutia</i> -forests	9320 <i>Olea</i> and <i>Ceratonia</i> forests 9540 Mediterranean pine forests with endemic Mesogean pines
J52	180	West Mediterranean xero-thermophilous scrub with <i>Periploca angustifolia</i> along the coast	5220* Arborescent matorral with <i>Zyziphus</i>
J13	310	Cantabrian colline relict holm oak forests (<i>Quercus ilex</i>) with <i>Laurus nobilis</i>	5230* Arborescent matorral with <i>Laurus nobilis</i>
J47	360	Balearic-Minorcan wild olive tree forests (<i>Olea oleaster</i>)	9320 <i>Olea</i> and <i>Ceratonia</i> forests
J11	380	Cantabrian relict <i>Quercus rotundifolia</i> - forests with <i>Cephalanthera longifolia</i> , <i>Carex caudate</i>	9340 <i>Quercus ilex</i> and <i>Quercus rotundifolia</i> forests
J51	480	Xero-thermophilous scrub with <i>Maytenus europaea</i>	?
J45	630	Balearic-Ibizanian semi-arid juniper forests (<i>Juniperus turbinata</i>)	2250* Coastal dunes with <i>Juniperus</i> spp.

For example for Mediterranean sclerophyllous forests & scrub (formation 'J') 8 of the 10 rarest types with the smallest area and only one or few polygons in the map according to the database associated with the EPNV map can be considered as covered by Annex I (see Table 2). The recent publication of the data sheets for each mapping unit will improve the ability to identify mapping units with the relevant Annex I habitats (BOHN et al. 2003; BOHN et al. 2004).

6 Combining EPNV with other datasets

The EPNV map shows 'natural' or 'potential' vegetation rather than actual vegetation and other types of land cover and the ETC/NPB is unaware of any European scale map of actual vegetation in sufficient detail for our needs. It is likely that EPNV combined with other data (e.g., from CORINE Land Cover) will at least partially help overcome this problem (see HETTWER 2004, VESTERGAARD 2004, both this volume). It may also be possible to predict the distribution of some anthropogenic habitat types where they can be identified as replacement vegetation for EPNV mapping units. Publication of the digital EPNV map as an interactive CD-ROM will also make such analysis easier (BOHN et al. 2004).

The WCMC & WWF work on forests (WCMC 2000) combining EPNV and CORINE land cover datasets appears promising but the rationale used poses problems as the CORINE land cover mapping units are very broad and do not differentiate between 'natural/seminatural forests' and plantations.

An area mapped as 'F1 West Irish-West British hyperoceanic moss and lichen-rich sessile oak forest' and shown as 'Coniferous forest' by CORINE LC can be assumed to be a plantation and that the original deciduous vegetation has been lost. However an area mapped as 'D50 Scottish dwarf shrub-rich pine forests' and as 'Coniferous forest' by CORINE LC could be a natural pine forest ('Caledonian forest', a priority Annex I habitat of international importance) or a plantation of *Picea sitchensis* of very limited conservation interest.

Conclusion

The EPNV map is a valuable source of data at a Pan-European scale but its full value for NATURA 2000 and probably other applications will be realised by combining it with other spatial datasets.

Acknowledgments

Marc Roekaerts helped with the section on the biogeographical regions and Gabriela Augusto produced Figures 3 & 4. This paper has benefited from discussions with other participants during the meeting on Vilm. The views expressed are those of the author and should not be taken as the views of the EEA or the ETC/NPB.

References

- BOHN, U. (1993): Natural Vegetation of Europe and Turkey – General Map 1:15.000.000. – Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz).
- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).

- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungsband/Explanatory Text, 655 S.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BOHN, U.; GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; RAUS, TH.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. [BEARB.] (2004): Interaktive/Interactive CD-ROM zur Karte der natürlichen Vegetation Europas/to the Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. - Erläuterungstext, Legende, Karten/Explanatory Text, Legend, Maps. – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- CEC (Commission of the European Communities) (2003) : Interpretation manual of European Union habitats - EUR 25. DG ENVIRONMENT - Nature and Biodiversity; (available from http://europa.eu.int/comm/environment/nature/nature_conservation/eu_enlargement/2004/pdf/habitats_im_en.pdf)
- COE(COUNCIL OF EUROPE) (1998): The EMERALD Network - a network of Areas of Special Conservation Interest for Europe. – Strasbourg (T-PVS 98: 13).
- DAVIES, C. & MOSS, D. (1997): EUNIS Habitat Classification. – Final Report to the ETC/NC, December 1997.
- DEVILLERS, P & DEVILLERS-TERSCHUREN, J. (1996): A classification of Palaearctic habitats. [= Nature & Environment No. 78]. – Strasbourg (Council of Europe) 194 p.
- EUROPEAN COMMISSION (1992/95/2003): Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. As amended by the Accession Act of Austria, Finland & Sweden(1995) and the Accession Act of the Czech Republic,the Republic of Estonia,the Republic of Cyprus,the Republic of Latvia, the Republic of Lithuania,the Republic of Hungary,the Republic of Malta,the Republic of Poland,the Republic of Slovenia and the Slovak Republic (2003). – Brussels (Official Journal L 236 33 23.9.2003).
- EUROPEAN COMMISSION (1994): CORINE Land Cover project – Technical Guide. – Luxembourg (Office for Official Publications of the European Communities).
- HETTWER, C. (2005): Karte der natürlichen Vegetation Europas als Grundlage für den Aufbau eines repräsentativen Schutzgebietssystems, Beispiel NATURA 2000 für Deutschland. – This volume.
- MOSS, D & WYATT, B.K. (1994): The CORINE Biotopes Project: a database for conservation of nature and wildlife in the European community. – Applied Geography 14 (4): 327-349.
- NOIRFALISE, A. [Ed.] (1987): Carte de la végétation naturelle des Etats membres des Communautés européennes et du Conseil de l'Europe. 1 : 3.000.000, deuxième édition. – Luxembourg (Office public. off. Comm. europ.), feuilles 1-4.
- ROMÃO, C. [Ed.] (1996): Interpretation Manual of European Union Habitats. Version EUR 15. – Brussels
- RODWELL, J.S. [ED.] (1991, 1992, 1995, 2000): British Plant Communities. Vol. 1-5. – Cambridge (Cambridge University Press).
- RODWELL, J.S.; PIGNATTI, S.; MUCINA, L. & SCHAMINEE, J.H.J (1995): European Vegetation Survey: update on progress. – J. Vegetation Science 6 (5): 759-763.
- RODWELL, J.S.; SCHAMINÉE, J.H.J.; MUCINA, L.; PIGNATTI, S.; DRING, J. & MOSS, D. (2002): The Diversity of European Vegetation. An overview of phytosociological alliances and their relationships to EUNIS habitats. – Wageningen (EC-LNV. Report EC-LNV nr 2002/054) 168 p.
- ROEKAERTS, M. (2002): Basic principles of the Biogeographical Regions Map: creation and overview of its development. (available from <http://dataservice.eea.eu.int/dataservice/metadetails.asp?id=308>).

- PÅHLSSON, L. (1998): Vegetationstyper i Norden. – TemaNord 1998: 1-510. København (Nordisk Ministerråd).
- PÅHLSSON, L. (2004): Evaluating Vegetation Types for Protection of Nature and Monitoring of Landscape Development. – This volume.
- VESTERGAARD, P. (2005): Natural and Actual Vegetation of Denmark with Reference to Biodiversity. – This volume.
- WCMC (2000): European Forests & Protected Areas: Gap Analysis, Technical Report. – Cambridge (WCMC) 71 p.; (also at http://www.unep-wcmc.org/forest/eu_gap).

Author's address:

Doug Evans
European Topic Centre - Nature Protection & Biodiversity
Muséum National d'Histoire Naturelle
57, rue Cuvier
75231 PARIS CEDEX 05
FRANCE
E-Mail: evans@mnhn.fr

Evaluating Vegetation Types for Nature Conservation and Monitoring of Landscape Development Applied in the Nordic Countries

Bewertung von Vegetationstypen für den Naturschutz und zur Überwachung der Landschaftsentwicklung am Beispiel der Nordischen Länder

LARS PÅHLSSON

Abstract

The concepts of landscape and physiographical region are discussed. Landscape and/or physiographical units can be defined as the sum of their different natural components. The composition or uniqueness of their natural diversity can be analysed by comparing the occurrences of components within areas and regions.

Here, a model is presented that has been developed for the Nordic countries (comprising Denmark, Norway, Sweden, Finland and Iceland). The Nordic countries have been subdivided into 76 physiographical regions and the natural components of these regions are listed. A special list of their vegetation types has been worked out and is available as a database on the web.

The mapping units of the Map of the Natural Vegetation of Europe are generalised according to the scale of the map. Mostly they represent the characteristic and prevailing woodland type. This means that the unit contains further landscape components, e.g., accompanying vegetation types, substitute communities, soil conditions, and climate, found in the data sheet of every unit. Based on this information, the mapping units of the Map of the Natural Vegetation of Europe can be used as a framework for the evaluation of the natural environment together with other systems such as those used in the Nordic countries or the European systems EUNIS and Natura 2000.

The Map of the Natural Vegetation of Europe also provides a survey of the distribution of similar vegetation and site types within Europe. Based on this information, useful connections and opportunities for possible cooperation can be identified within the fields of, e.g., science, landscape planning and tourism.

Zusammenfassung

In diesem Beitrag werden zunächst die Begriffe Landschaft und physisch-geographische Region erläutert. Diese Raumeinheiten lassen sich als Summe ihrer verschiedenen biotischen und abiotischen Naturkomponenten und Standortparameter definieren. Durch den Vergleich der innerhalb bestimmter Gebiete und Regionen vorkommenden Komponenten und Parameter kann die Repräsentativität oder Einzigartigkeit ihrer Natur ermittelt werden.

Ein solches Modell wurde für die Nordischen Länder (Dänemark, Norwegen, Schweden, Finnland und Island) entwickelt. Die Nordischen Länder wurden in 76 physisch-geographische Regionen unterteilt, und die Naturkomponenten dieser Regionen erfaßt. Eine spezielle Liste ihrer Vegetationstypen wurde erarbeitet und ist als Datenbank über das Internet zugänglich.

Die Kartierungseinheiten der Karte der natürlichen Vegetation Europas wurden entsprechend dem kleinen Kartenmaßstab generalisiert. Meistens repräsentieren sie den in einer Einheit vorherrschenden Waldvegetationstyp. Jede Kartierungseinheit enthält aber noch weitere Landschaftselemente: u. a. natürliche Begleit- sowie Ersatzgesellschaften, Boden- und Klimaeigenschaften, die im Datenblatt für

jede Einheit aufgeführt sind. Aufgrund dieser Informationen können die Kartierungseinheiten der Vegetationskarte Europas in Verbindung mit anderen Systemen wie dem der Nordischen Länder, EUNIS oder Natura 2000 als Rahmen für die Bewertung des Naturzustandes verwendet werden.

Die Karte der natürlichen Vegetation Europas bietet ferner einen Überblick über die Verbreitung ähnlicher Standort- und Vegetationstypen in Europa. Auf dieser Grundlage können auch zweckmäßige Verknüpfungen und Kooperationen beispielsweise in der Forschung, Landschaftsplanung oder im Tourismus ermittelt werden.

1 The Nordic countries and Natura 2000

An image of the pan-Scandinavian landscape, in the artistic sense, could be created by combining three pictures: one from southern regions, a second from central Scandinavia, and a third from the mountainous, northern parts. The resulting product would correspond to the original notion of a landscape, a place that exists in the piece of art, and nowhere else (Figure 1). Likewise, the concept “landscape” was traditionally a picture or a painting made from the combined impressions in the mind of an artist. The compilation made it possible to depict the characteristic features of a certain place together with the artist’s own experiences.

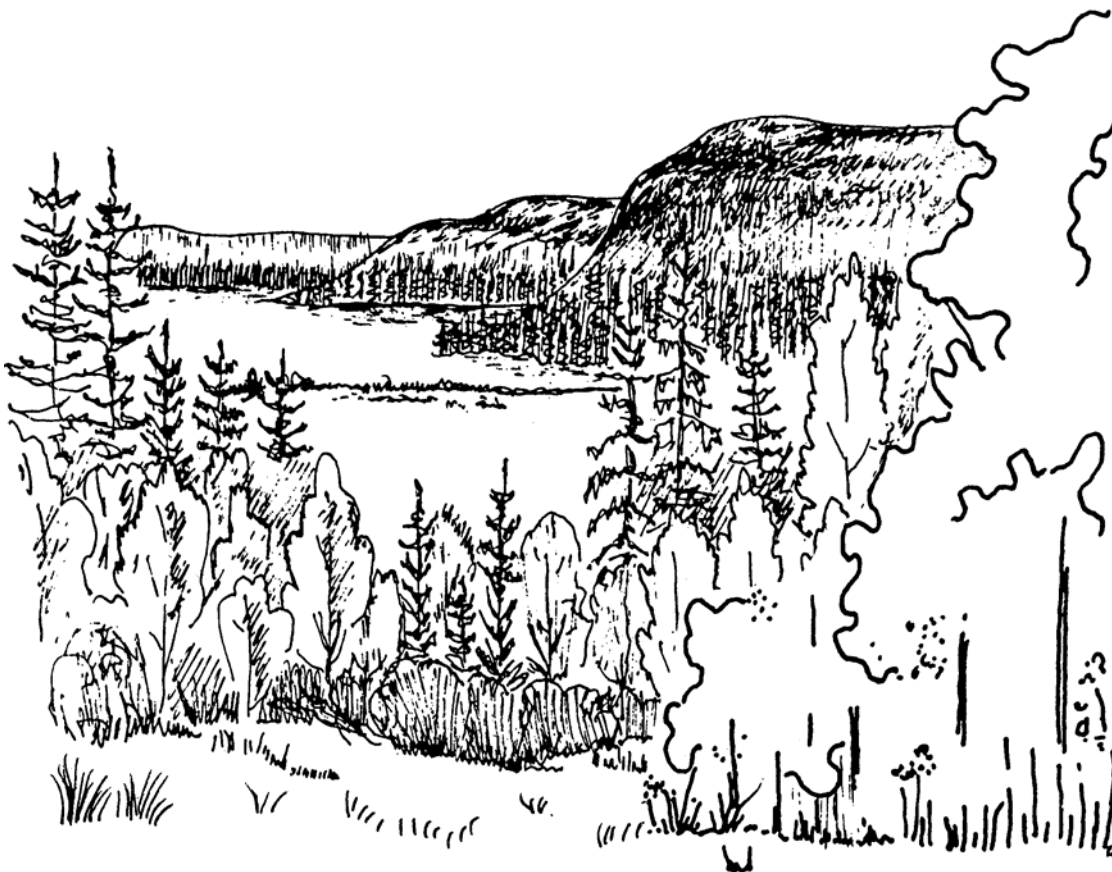


Figure 1: A Scandinavian landscape as a combination of natural features from different parts of the whole area.

Seen from the point of view of the natural sciences, a landscape consists of the sum of its different natural components. A landscape can be defined on the basis of characteristic features of geology,

landforms, vegetation and plant species, together with human constructions such as buildings, fences and highways. Based on the concept that landscape types delimited using special natural components could serve as a framework for the evaluation of the natural environment, a project designed to characterise and identify representative biotopes was initiated by the Nordic Council of Ministers and carried out during the 1970s (PÅHLSSON 1983). The Nordic countries were divided into 76 regions or landscape types based on a large number of physiographical parameters connected to geology (landforms and soils), climate and vegetation (Figure 2). The initial subdivision was based on the vegetation zones of the Nordic countries.

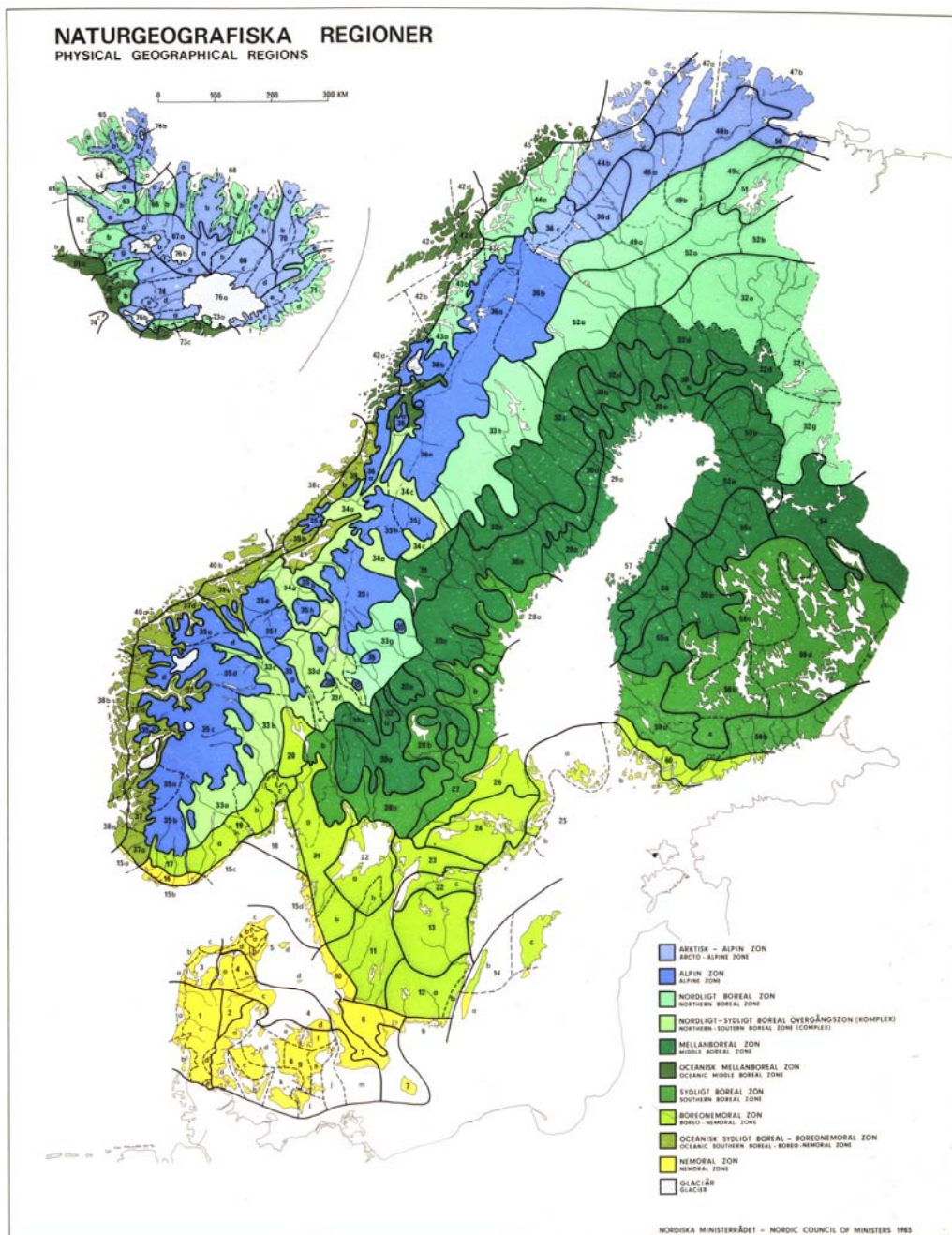


Figure 2: Physiographical regions of the Nordic countries.

Each region was characterised by a special combination of parameters or landscape components. Considering inventory data from a chosen area (Figure 3: P), the components found there can be compared with the characteristic components of the region where the area is situated (Figure 3: 1). In the same way the components of the chosen area can be compared with the components of other areas (Figure 3: 3 and 4) and also with those of neighbouring regions (Figure 3: 2).

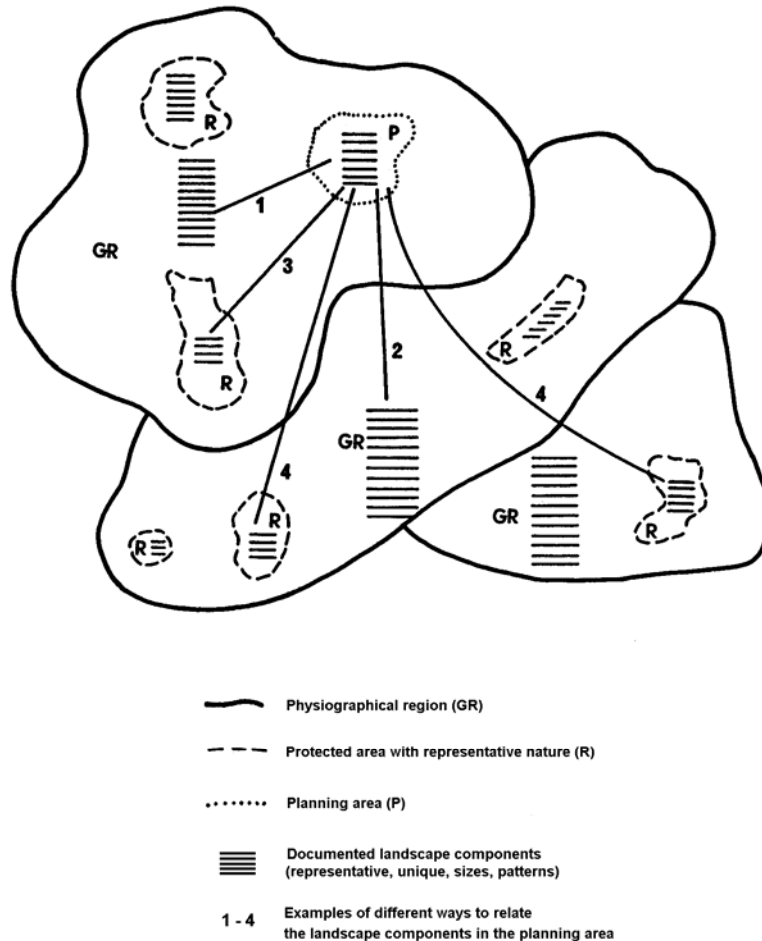


Figure 3: Evaluation of the representativity of the landscape components in a planning area using physiographical regions. Examples of different ways (1-4) to relate the landscape components in the planning area.

This makes it possible to analyse the appearance of components within an area with respect to representative natural features (components of the area/components of the region) together with frequency and pattern (diversity, rarity). Repeating this analysis at different points in time provides a picture of changes in the environment and can be useful for monitoring changes in landscape components.

The next step in the improvement of the evaluation method was to stress the importance of vegetation and vegetation types and to obtain more or less complete lists of the vegetation types within the regions. In this way, it was also possible to use the physiographic map as a flexible biogeographic map. Knowledge of vegetation types is not only useful for identifying the habitats of plant and animal species, but is also useful for inferring abiotic factors such as climate and soil conditions. Vegetation

types, in conjunction with ecological studies, can be used both to analyse the functions of ecosystems separately or together as a landscape ecosystem.

A compilation of the knowledge on Nordic vegetation was made and published in the report “Vegetation types of the Nordic countries” (PÅHLSSON 1998). Each unit was briefly described under the headings *area, physiognomy, soil conditions, climate, characteristic species, number of species, stability, land use-management and references*. The name of the unit was given in Latin but also in the Nordic languages and English. This material was later adapted for electronic database format. In 1999, the database “European Vegetation Types, The Nordic Countries” was published on CD-ROM and in 2000 on the Internet (PÅHLSSON 2000). This database has been instrumental in the classification of inventory data and also as a tool for rapid analysis of Nordic vegetation types and their relationship to different factors and (physiographic) regions.

Table 1: Comparison of map , vegetation and habitat units by codes of different European systems: Map of the Natural Vegetation of Europe (MNVE); Vegetation types of the Nordic Countries (VTN); EU-Systems (PAL. HAB. – EUNIS – NATURA 2000)

Application to Sweden	MNVE	VTN	Pal. Hab.	EUNIS	Natura 2000
High mountains					
- nival/high alpine	A 4	1331	36.12	E 4.12	---
- middle alpine heath	B 41	1115	36.323	E 4.32	6150
- low alpine heath	B 42	1112	31.45	F 2.25	4060
		1132	31.49	F 2.29	4060
Montane birch forests					
- moist/rich	C 9	2214	41.B726	G1.917	9040
		2212a	41.B722	G1.917	9040
- dry/intermediate	C 10	2212	41.B722	G1.917	9040
		2213	41.B725	G1.917	9040
- poor	C 11	2211	41.B721	G1.917	9040
Western boreal spruce/pine forests					
- northern boreal	D 1 (spruce)	2121	42.C1	G3.A1	9010
		2126	42.C4	G3.A4	9010
		2123	44.A4	G3.D5	91D0
	D 42 (pine)	2111	42.C8	G3.B4	9010
		2112a	42.C5	G3.B1	
- middle boreal	D 4	2121	42.C1	G3.A1	9010
	D 45 (pine)	2111	42.C8	G3.B4	9010
		2112	42.C5	G3.B1	9010
	D 46 (pine)	2113	44.A25	G3.D1	91D0
- southern boreal	D 8	2124	42.C3	G3.A3	9010,9050
- hemiboreal	D 15	2124	42.C3	G3.A3	9010,9050
	D 16	2113	44.A25	G3.D1	91D0
		2115	42.C7	G3.B3	9010
	D 17	2121	42.C1	G3.A1	9010
	D 53 (pine)	2116	42.C7	G3.B3	9010
	D 54 (pine)	2114	42.C6	G3.B2	9010
Northwest European coastal heaths					
	E 8	5115	31.21	F4.21	4030
		5121	31.11	F4.11	4010
		5132	35.12	E1.72	4030
Mesophytic deciduous broad-leaved forests					
	F 8	2231	41.51	G1.81/82	9190
	F 10	2232	41.24	G1.A14	9160
	F 37	2224	41.A1	G1.A31	9170

Application to Sweden	MNVE	VTN	Pal. Hab.	EUNIS	Natura 2000
	F 79	2221	41.121	G1.62	9110
	F 108	2222	41.131	G1.63	9130
		2223	41.131	G1.63	9130
Meadow steppe/alvar					
	L 1	5151	34.1151	H3.2E	6280,8240
		5152	62.413	H3.2E	6110,8240
		5213c	34.317	E1.25	6280
Coastal vegetation					
- sand-dunes	P 4	4131	16.13	B1.23/52	2120
		4141	16.22	B1.41/47	2130
		4215	16.122	B1.23	1640
	P 5	4215	16.122	B1.23	1640
		4131	16.13	B1.23/32	2120
		4141	16.22	B1.41/47	2130
		4143	16.23	B1.51	2140
- halophytic vegetation	P 20	4241	15.342	A2.621	1630
		4241a	15.343	A2.621	1630
		4221c	15.B21	A2.633	1630
		4311	53.111	C3.21	---
		4322	11.422	A2.722	1630
	P 22	4221	15.331	A2.631	1330
		4223	53.112	C3.21	---
		4231	15.31	A2.641	1330
Tall reed vegetation and tall sedge swamps					
	R 1	6132	53.1111	C3.21	---
Mires					
	S 1 (poor)	3112	44.A231	G3.D1	91D0
		3113	44.A232	G3.D1	91D0
		3121	51.1112	D1.111	7110
		3122	51.1112	D1.111	7110
		3131	51.1126	D1.111	7110
	S 8 (poor)	3123	51.1111	D1.111	7110
		3124	51.1114	D1.111	7110
		3132	51.112A	D1.111	7110/7150
		3142	51.1218	D1.112	7110
		3143	51.1211	D1.112	7110/7150
		3231	54.49	D2.29	7140
	S 14 (palsa)	3121	51.1112	D1.111	7110
		3121a	51.1112	D1.111	7110
		3122	51.1112	D1.111	7110
		3331	54.49	D2.29	7140
	S 15 (aapa)	3122	51.1112	D1.111	7110
		3241c	54.827	D3.22	7140
		3242	54.824	D3.22	7140/7150
		3334	54.824	D3.22	7140/7150
		3433	54.824	D3.22	7230
	S 18 (int)	3213	44.A431	G3.D4	91D0
		3241a	54.512	D2.33	7140
		3241b	54.512	D2.33	7140
		3331	54.531	D2.33	7140
	S 23 (rich)	3433	54.625	D2.3H2	7230
	S 24 (rich)	3421	54.251	D4.15	7230
Swamp forests/alder carr					
	T 1	2243	44.24	G1.124	91E0
		2251	44.129	F9.12	91E0

The inclusion of Nordic vegetation types into different European systems is also reflected in the database. On a code-screen, the name and code of the Nordic unit is shown together with synonymous codes and names of “**Palaeartic Habitats**” (DEVILLIERS & DEVILLIERS-TERSCHUREN 1996), “**Natura 2000**” (EUROPEAN COMMISSION 1999) and “**EUNIS**” (DAVIES & MOSS 1999). Possibilities are provided to add other systems, such as the units of the Map of the Natural Vegetation of Europe (see Table 1). The presentation of the new EUNIS system in a similar database has also been discussed.

In the early 1990s, the European Community introduced the “**Habitats Directive**”, providing for the creation of a network of special areas for conservation with a programme known as ‘**Natura 2000**’. A map of biogeographical regions was provided as a framework for the evaluation of potential areas for conservation. The analysis method was similar to that described above, but differed in that the regions were very large and the boundaries used, unlike the Nordic subdivisions, did not follow the accepted boundaries of the vegetation zones. This has caused some problems when working with Natura 2000.

2 Map of the Natural Vegetation of Europe

Parallel to these activities, work has continued on the Map of the Natural Vegetation of Europe. The original idea was to make a map showing the main pattern of European natural vegetation types. Because of the scale it has been necessary to generalise. Often the map unit (area) represents the most common woodland type, which can contain several other units, for example, open substitute (successional) vegetation types. The map units can thus also be seen as biogeographical regions, and in some respects can be used for environmental assessments. The possibilities depend on the scale of planning. The units used in the planning process must be more detailed than the frame of reference, the biogeographical or physiographical region. As an environmental assessment tool in the Nordic countries, the units of the Map of the Natural Vegetation of Europe occupy a position between the vegetation zones (and the vegetation types of the Nordic countries. Perhaps the generalised version at the scale of 1:10 million is more useful in this context.

It is possible to some extent to increase the number of factors and parameters of the Map of the Natural Vegetation of Europe. The data sheet of each unit includes the headings:

- natural accompanying vegetation
- adjoining climax and permanent vegetation
- characteristic land use and most important substitute communities.

Here, vegetation units included in the generalised main type are shown. Unfortunately, this part of the descriptions is not very well treated on the latest versions of the data sheets and it appears that many types are missing, especially substitute communities.

Abiotic factors, soil conditions and climate are also included. However, these factors are derived from the knowledge of the vegetation type and should perhaps not be used as separate analysis tools.

The possibilities for using the Map of the Natural Vegetation of Europe for environmental assessments in the Nordic countries are best demonstrated by putting together the codes of the units from systems of different scales in Europe. Table 1 shows the units of following systems:

- The Map of the Natural Vegetation of Europe (MNVE)
- The Vegetation types of the Nordic Countries (VTN)
- Palaeartic Habitats (Pal. Hab.)
- EUNIS
- Natura 2000

In the systems of Palaeartic Habitats and EUNIS, most of the Nordic types and many types of the Map of the Natural Vegetation of Europe are generalised and combined. This is especially striking with the units of Natura 2000, especially in the boreal region. Only two (2) units represent western boreal spruce/pine forests in the system of Natura 2000, compared with eleven (11) units each on the Map of the Natural Vegetation of Europe and in the Nordic system. The same values of montane birch forests are one (1) unit of Natura 2000 compared with three (3) and five (5) for the others, respectively. Similar rates are found in mire types. In this case, it is possible to use the Map of the Natural Vegetation of Europe as a framework for evaluating areas for Natura 2000. However, for deciduous forests and coastal vegetation, the Natura 2000 approach provides a finer differentiation.

Finally, an example of where the Map of the Natural Vegetation of Europe has been used can be found in an analysis of connections of the natural environment between Scania, southern Sweden, and surrounding areas and countries. Scania is situated in a transitional area between the nemoral vegetation zone of the European continent and the hemiboreal and boreal areas of Scandinavia. As part of a cooperative project for tourism planning, it was shown that northwestern vegetation types had links to western Denmark and the North Sea coast, southwestern areas had similarities to central Denmark and northern Germany, and southeastern areas shared characteristics in common with Bornholm and Poland. Northwards, vegetations adjoins to the hemiboreal types of southern Sweden (Figure 4).

In conclusion, the Map of Natural Vegetation of Europe, perhaps with some revision, is a valuable instrument in evaluating the natural environment for protection and conservation and for analysing possibilities for sustainable land use. It is also useful as a common information platform on European biotopes, for tourism planning and for other exchanges between European countries.

References

- DAVIES, C.E. & MOSS, D. (1999): EUNIS Habitat Classification. Draft Final Report to the European Topic Centre on Nature Conservation (ETC/NC), European Environment Agency (EEA). Programme Task 4.3. – Monks Wood (Institute of Terrestrial Ecology, UK), 256 p.
- DEVILLERS, P & DEVILLERS-TERSCHUREN, J. (1996): A classification of Palaeartic habitats. [= Nature & Environment No. 78]. – Strasbourg (Council of Europe) 194 p.
- EUROPEAN COMMISSION (1999): Interpretation Manual of the European Union Habitats. Version EUR 15/2. DG Environment: Nature protection, coastal zones and tourism.
- PÅHLSSON, L. (1983): Representative Types of Nature in the Nordic Countries. – Arlöv (Nordic Council of Ministers).
- PÅHLSSON, L. (ed.) (1998): Vegetationstyper i Norden. – TemaNord 1998: 1-510; Nordisk Ministerråd.
- PÅHLSSON, L. (2000): The database "European vegetation types; the Nordic Countries". Version 2.4 January 2000. – Copenhagen (Nordic Council of Ministers).
- Nordic Council of Ministers: http://www.norden.org/pub/miljo/miljo/sk/TN98_510.asp.
- European Environment Agency: <http://biodiversity-chm.eea.eu.int/information/database/nature/> ("Nordic Vegetation types – database")

Author's address:

Ass. Professor Lars Pålsson
County Administrative Board
205 15 Malmö
SWEDEN
E-mail: lars.pahlsson@m.lst.se

Vergleich der aktuellen Vegetation der Tschechischen Republik mit der potentiellen natürlichen Vegetation (tschechische und Europakarte) und deren Vertretung im vorhandenen Schutzgebietssystem

Comparison of the Current Vegetation of the Czech Republic with the Potential Natural Vegetation (Czech and European Maps) and its Representation in the Existing Network of Protected Areas

ZDENKA NEUHÄUSLOVÁ

Zusammenfassung

Der Gefährdungs-/Seltenheitsgrad der natürlichen und anthropogenen Vegetation Tschechiens wurde nach der Skala von Moravec bewertet (MORAVEC et al. 1983, 1995). Von den insgesamt 665 in Tschechien nachgewiesenen Assoziationen sind 15 (mehr als 2 %) verschwunden, wahrscheinlich verschwunden oder ausgerottet (Gefährdungsgrad 1), ca. 31 % durch menschliche Tätigkeit akut bedroht und der Gefahr des Aussterbens ausgesetzt (Gefährdungsgrad 2). 43 % der Assoziationen gehören zu den infolge menschlicher Tätigkeit stark zurückgehenden Einheiten (Gefährdungsgrad 3) und nur knapp 24 % sind ungefährdet. Die Repräsentativität des Schutzgebietsnetzes hinsichtlich natürlicher Pflanzengesellschaften wurde mittels GIS auf der Grundlage der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Tschechiens ermittelt und dargestellt. Weitere Anwendungsmöglichkeiten der PNV-Karten werden angesprochen.

Abstract

The degree of vegetation threat/rarity in the Czech Republic was evaluated by means of the Moravec scale (MORAVEC et al. 1983, 1995). Of the 665 associations recorded in the Czech Republic, a total of 15 (more than 2 %) are extinct or probably extinct (threat category 1), ca 31 % are critically endangered by human activities and threatened by extinction (category 2, a – rare, b – relatively abundant), 43 % are in decline caused by human activities (e.g., by replacing of natural broadleaved forests by spruce or pine plantations, category 3) and only almost 24 % are without any endangerment by human activities (category 4). The representativity of the protected areas network with regard to natural vegetation was analysed and displayed in GIS against the background of the map of potential natural vegetation of the Czech Republic, and other possibilities of utilisation of the PNV maps are discussed.

1 Einleitung

Die Vegetation Tschechiens erfuhr in den letzten Jahrzehnten infolge der zunehmenden Beeinflussung der Natur durch den Menschen deutliche Veränderungen. Viele Vegetationseinheiten sind bereits vollständig verschwunden oder unmittelbar bedroht und der Gefahr des Aussterbens ausgesetzt, andere Vegetationstypen breiten sich aus oder entstehen neu. Große Veränderungen werden vor allem durch Eingriffe in den Wasserhaushalt der Landschaft hervorgerufen, aber auch durch Industrie-Immissionen, Urbanisierung der Dörfer, Anlage unerlaubter Mülldeponien, den Einsatz von Herbiziden in der Landwirtschaft, den Einsatz schwerer Maschinen bei der Aufarbeitung großflächiger

Windbrüche, die Vernichtung von natürlichen Standorten, Freizeit- und Erholungsaktivitäten und weitere störende Eingriffe in die Natur.

Eingriffe in den Wasserhaushalt der Landschaft gefährden die meisten Vegetationseinheiten, u. a. Moorvegetation, Auen- und Bruchwälder sowie Feuchtwiesen, ferner die Wasser- und Halophyten-Vegetation. Die Eutrophierung der Umwelt durch den erhöhten Eintrag von Stickoxiden führt u. a. zur Entstehung neuer Gesellschaften und der Ausbreitung der synanthropen Vegetation; Herbizideinsatz bedeutet massiven Rückgang bis hin zum Verschwinden vieler Ackerwildkrautgesellschaften. Veränderungen in der Bewirtschaftung großflächiger unbewaldeter Gebiete in Südwest- und Westböhmen verursachen bedeutende Veränderungen in der Artenzusammensetzung von Wiesen und Weiden, vor allem infolge der Ausbreitung expansiver (z. B. *Carex brizoides*) und invasiver Arten (*Heracleum mantegazzianum* u. a.) und ihrer Gesellschaften. Einige invasive Arten bilden ausgedehnte Uferbestände an mährischen Flußläufen (z. B. *Impatiens glandulifera* in der Nordhälfte Mährens oder *Aster novi-belgii* agg. besonders an südmährischen Flüssen). Der Einsatz von schweren Maschinen bei der Beseitigung von Windbrüchen in Wäldern hat neue, artenarme Einheiten der Kahlschlagvegetation zur Folge, in denen expansive Arten wie *Calamagrostis villosa*, *C. arundinacea* oder *C. epigejos* dominieren.

Der gegenwärtige Kenntnisstand über die Vegetation Tschechiens ist im Sammelband von CHYTRÝ & NEUHÄUSLOVÁ (1997, dort auch NEUHÄUSLOVÁ 1997) wiedergegeben, ferner in KOLBEK et al. (1999, 2001), NEUHÄUSLOVA et al. (1998), MORAVEC (1998) und MORAVEC et al. (2002).

2 Methodik des Studiums der Vegetationseinheiten und ihrer Gefährdungseinstufung

Auffassung und Charakteristik der Vegetationseinheiten entsprechen den Prinzipien der Braun-Blanquet-Schule (BRAUN-BLANQUET 1964). Die in der Übersicht der Pflanzengesellschaften Tschechiens (MORAVEC et al. 1983, 1995) aufgeführten Assoziationen wurden im Hinblick auf den Grad ihrer Gefährdung bzw. Seltenheit nach folgender Skala von Moravec bewertet:

Gefährdungs-/Seltenheitsgrad 1 – verschwundene bzw. wahrscheinlich verschwundene oder ausgerottete Einheit; 2 – durch menschliche Tätigkeit akut bedrohte und der Gefahr des Aussterbens ausgesetzte Einheit: 2a – sehr selten, 2b – relativ häufig; 3 – infolge menschlicher Tätigkeit (z. B. durch Umwandlung natürlicher Wälder in Forstmonokulturen) stark zurückgehende Einheit: 3a – selten, 3b – relativ häufig; 4 – durch menschliche Tätigkeit ungefährdete Einheit: 4a – selten, 4b – häufig.

3 Natur- und Landschaftsschutz in Tschechien

In Tschechien werden 6 Kategorien von besonders geschützten Gebieten unterschieden. Ihre Definition entspricht der von KOS & MARŠÁKOVÁ (1997, Stand vom 31. 12. 1996):

Nationalpark (NP): weiträumiges, im nationalen und internationalen Maßstab einmaliges Gebiet, dessen größter Teil von natürlichen oder durch menschliche Tätigkeit wenig beeinflussten Ökosystemen eingenommen wird, und wo Flora, Fauna und unbelebte Natur von außerordentlicher Bedeutung für Wissenschaft und Bildung sind. Bis jetzt wurden in Tschechien 4 Gebiete zu Nationalparks erklärt: der NP České Švýcarsko/Böhmisches Schweiz, NP Podyjí/Thayatal, NP Šumava/Böhmerwald und NP Krkonoše/Riesengebirge. Innerhalb dieser Schutzgebiete werden zwei Schutzzonen mit unterschiedlichem Schutzstatus unterschieden.

Landschaftsschutzgebiet (LSG): weiträumiges Gebiet mit harmonisch gestalteter Landschaft, charakteristisch entwickeltem Relief, bedeutendem Anteil an natürlichen Ökosystemen, mit Wäldern und gehölzbestückten Dauerwiesenbeständen erhalten gebliebenen Denkmälern historischer Besiedelung. Bis jetzt wurden 24 Gebiete zu LSG erklärt.

Nationales Naturreservat (NNR): kleineres Gebiet von außerordentlichem Naturwert, in dem nach nationalem oder internationalem Maßstab bedeutende und einmalige Ökosysteme im Einklang mit natürlichem Relief und typischem geologischem Aufbau vorkommen. Insgesamt gibt es 110 NNR.

Nationales Naturdenkmal (NND): Naturformation kleineren Ausmaßes, besonders geologischen oder geomorphologischen Charakters, Fundstätte von Mineralien oder von seltenen und/oder bedrohten Arten in Ökosystemfragmenten von nationaler oder internationaler ökologischer, wissenschaftlicher oder umwelterzieherischer Bedeutung, und zwar auch solcher, die nicht allein von der Natur, sondern auch durch menschliche Tätigkeit geformt wurden (101 NND).

Natur-Reservat (NR): kleineres Gebiet mit besonderem Naturwert, das repräsentative Beispiele der für das entsprechende Gebiet typischen und bedeutenden Ökosysteme enthält (689 NR).

Naturdenkmal (ND): Naturformation kleineren Ausmaßes, besonders von geologischer oder geomorphologischer Bedeutung, Fundstätte von Mineralien oder von seltenen und/oder bedrohten Arten in Ökosystemfragmenten von nationaler oder internationaler ökologischer, wissenschaftlicher oder umwelterzieherischer Bedeutung, und zwar auch solcher, die nicht nur von der Natur, sondern auch durch menschliche Tätigkeit geformt wurden (1098 ND).

Die Anzahl der geschützten Gebiete erhöhte sich zum Jahresende 2000 auf 454 NNR, 402 NND, 2620 NR und 4233 ND (vgl. ANONYMUS 1998-2001).

4 Pflanzengesellschaften und ihre Gefährdung

Von den noch bis 1995 verzeichneten 665 Assoziationen (MORAVEC et al. 1995) gehören 15 (fast 2 %) zum **Gefährdungsgrad 1** (Tabelle 1). Es handelt sich um folgende Syntaxa: *Potametum colorati*, *Pilularietum globuliferae*, *Crypsietum aculeatae*, *Spergulario marginatae-Suaedetum prostratae*, *Salicornietum prostratae*, *Amblystegio scorpioidis-Caricetum limosae*, *Sphagno-Caricetum appropinquatae*, *Carici chordorrhizae-Sphagnetum apiculati*, *Veronico longifoliae-Filipenduletum*, *Lathyro palustris-Gratioletum*, *Cnidio-Violetum elatioris*, *Juncetum atrati*, *Lysimachio-Filipenduletum picbaueri*, *Veronico longifoliae-Euphorbietum lucidae*.

Recht hoch ist der Prozentanteil der Assoziationen mit **Gefährdungsgrad 2a**, d. h. der durch menschliche Tätigkeit akut gefährdeten und der Gefahr des Aussterbens ausgesetzten Einheiten (180 Ass. – 27 %). Zu dieser Gruppe gehören 23 Assoziationen der Klasse *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, also von den 34 Assoziationen dieser Klasse fast 71 %.

Von den 6 Assoziationen der Halophytenvegetation gehören 3 zu den ausgestorbenen oder wahrscheinlich verschwundenen Gesellschaften und die 3 übrigen in die Kategorie 2a. Wegen ihrer kleinflächigen Verbreitung sind sie weder in den Vegetationskarten Tschechiens (MIKYŠKA et al. 1968, 1968-1972, NEUHÄUSLOVÁ & MORAVEC 1997), noch in der Europakarte auskartiert.

Von den 68 Assoziationen der Klasse *Festuco-Brometea* sind fast 37 % unmittelbar bedroht und der Gefahr des Aussterbens ausgesetzt (Kategorie 2a), von den 66 Assoziationen der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* sind es fast 38 %. Es handelt sich um kleinflächig verbreitete natürliche Vegetation

Tabelle 1: Gefährdung der Pflanzengesellschaften Tschechiens (Gefährdungsgrad nach Moravec in MORAVEC et al. 1995, teils vereinfacht und geändert).

Klasse	Anzahl der Assoziationen	Gefährdungsgrad								
		1	2a	2b	3a	3b	3-4a	3-4b	4a	4b
<i>Asplenetetea trichomanis</i>	13		4		7	2				
<i>Parietarietea</i>	2				1	1				
<i>Thlaspietea rotundifolii</i>	4		1		3					
<i>Juncetea trifidi</i>	7				4	1			1	1
<i>Salicetea herbaceae</i>	2				1				1	
<i>Mulgedio-Aconitetea</i>	18				5		1		6	6
<i>Lemnetea</i>	14		3		1	4		1	1	4
<i>Charetea fragilis</i>	7		2		3				1	1
<i>Potametea</i>	35	1	11	2	3	5	1		1	11
<i>Isoëto-Littorelletea</i>	7	1	4					1		1
<i>Utricularietea</i>	3		3							
<i>Isoëto-Nanojuncetea</i>	13		7	1	1	2				2
<i>Phragmito-Magnocaricetea</i>	49		15	7	6	12	1	1	1	6
<i>Crypsietea aculeatea</i>	2	1	1							
<i>Thero-Suaedetea</i>	1	1								
<i>Thero-Salicornietea strictae</i>	1	1								
<i>Festuco-Puccinellietea</i>	2		2							
<i>Montio-Cardaminetea</i>	13		1		3	3			6	
<i>Scheuchzerio-Caricetea fuscae</i>	34	3	23	1	2	4			1	
<i>Oxycocco-Sphagnetea</i>	10		6		4					
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	66	6	25	3	5	21			3	3
<i>Nardo-Callunetea</i>	23		8		6	9				
<i>Koelerio-Corynepherea</i>	1				1					
<i>Festucetea vaginata</i>	1		1							
<i>Sedo-Scleranthetea</i>	25	1	5		16	3				
<i>Festuco-Brometea</i>	68		25		37	5			1	
<i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i>	8		1		7					
<i>Betulo carpaticae-Alnetea viridis</i>	2				2					
<i>Rhamno-Prunetea</i>	9		1		3	2	2			1
<i>Salicetea purpureae</i>	5		2			3				
<i>Alnetea glutinosae</i>	6		4			2				
<i>Quercu-Fagetetea</i>	45		7	5	17	14		1	1	
<i>Quercetea robori-petraeae</i>	6			3	2	1				
<i>Erico-Pinetea</i>	1		1							
<i>Vaccinio-Piceetea</i>	13		2	3	3	3			1	1
<i>Epilobietea angustifolii</i>	14		1			1		3		9
<i>Bidentetea tripartitae</i>	6				1	1				4
<i>Chenopodietea</i>	39		4	1	2	7		2		23
<i>Artemisietea vulgaris</i>	11		1		4				2	4
<i>Galio-Urticetea</i>	31		2		3	5			6	15
<i>Agropyretea repentis</i>	7				1				2	4
<i>Plantaginetea majoris</i>	26		5		3	11			1	6
<i>Secalietea</i>	12		2		2	6				2

oder Ersatzgesellschaften, und zwar um *Festuco-Brometea*-Gesellschaften in Verbindung mit thermophilen Eichenwäldern oder thermophileren Eichen-Hainbuchenwäldern (in der Europakarte sind es die Einheiten G1, G4, F42a, F57, F58, F59).

Auch die Gesellschaften der Klassen *Potametea* (von 35 Ass. sind über 31 % in der Kategorie 2a) und *Phragmito-Magnocaricetea* (von 49 Ass. fast 31 % in der Kategorie 2a und 14,3 % in 2b) wurden nicht eigens kartiert, sondern sie sind nur als natürliche Begleitvegetation im Komplex mit Auen- und Bruchwäldern aufgeführt. Auch alle im Komplex der Auenwälder (U9, U24) kartierten Assoziationen der Klasse *Utricularietea* gehören zur Kategorie 2a (Tabelle 1).

Das in Tschechien nur sehr kleinflächig verbreitete *Salicetum albae* (Klasse *Salicetea purpureae*) ist in den Vegetationskarten nur im Komplex mit Hartholzauen (U9 in Böhmen, U16 in Südmähren) kartiert. Es handelt sich um eine infolge wasserwirtschaftlicher Eingriffe in die Landschaft sehr stark bedrohte, in Böhmen nur am Zusammenfluß von Elbe und Moldau vorkommende Gesellschaft, die auch in Südmähren nur fragmentarisch erhalten ist (Kategorie 2a). Gleiches gilt für die in der Vegetationskarte Tschechiens nur im Komplex mit natürlichen Auenwäldern kleinflächig vorkommenden Erlenbrüche (*Carici elongatae-Alnetum*, *Carici acutiformis-Alnetum*).

5 Kartierungseinheiten, Pflanzengesellschaften und ihre Repräsentanz in Schutzgebieten

In der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Tschechiens (NEUHÄUSLOVÁ & MORAVEC 1997) wurden 51 Einheiten, in der Europakarte im selben Gebiet 36 Kartierungseinheiten ausgewiesen. Es handelt sich um folgende Kartierungseinheiten (KE): In der Karte Tschechiens gibt es 35 KE mit *Quercus-Fagetea*-Gesellschaften (in der Europakarte 25 KE), davon 6 KE mit Auenwäldern (in der Europakarte 4 KE – U9, U16, U24, U26), 6 KE mit Eichen-Hainbuchen- und Lindenwäldern (in der Europakarte F39, F42a, F56-59), 1 KE mit Schuttwäldern (auf der Europakarte fehlend), 8 KE mit krautreichen, 1 mit kalkliebenden und 4 mit azidophilen Buchen-, Tannen- und Buchenmischwäldern (in der Europakarte 6 krautreiche Buchenwälder: F134, F115, F119, F107, F120, F135, keine kalkliebenden Buchenwälder, 4 azidophile Buchen- und Tannen-Buchenwälder: F85, F86, F96, F97, 1 KE krautreicher Tannenmischwälder: D26) und 8 KE mit thermophilen Eichenwäldern (Europakarte 4 KE: G1, G4, G5, G16). Die *Quercus-Fagetea*-Wälder bedecken auf beiden Karten eine verhältnismäßig große Fläche, wobei es sich allerdings um die potentielle natürliche Verbreitung (im folgenden PNV, s. Tabelle 2) und nicht um die aktuellen Bestände handelt.

Die **Auenwaldstandorte** sind meistens entwaldet und werden teils für Gemüse-, Getreide-, Mais- oder Zuckerrübenanbau oder als Mähwiesen genutzt, teils dienen sie zum Anbau schnellwachsender Holzarten (Pappel-Hybriden, *Quercus rubra*, in Mähren *Juglans nigra* u. a.) oder für die Anlage von Fasanerien.

Wertvolle Bestände sind im Nationalen Naturreservat (NNR) Soutok im südmährischen Pannonicum geschützt, wo noch Reste von Auen-Urwäldern (Ranšpurk, Cahnov) mit reicher Avifauna vorkommen. Nach Errichtung von Stauseen und der Beeinträchtigung der natürlichen Überschwemmungsverhältnisse kam es zur Schädigung bis zum Absterben der Waldbestände, durch Tracheomykose - nach vorhergehendem Ulmensterben infolge Graphiose - sowie durch einen zu hohen Wildtierbestand. Gegenwärtig werden die Waldbestände durch ein Kanalnetz wieder künstlich überflutet, und der hohe Tierbestand wird reduziert.

Weitere wertvolle Auenwaldreste findet man im LSG Litovelské Pomoraví nordwestlich von Olomouc (NR Litovelské luhy/Litovel-Auen) entlang der Mäander der Morava (March). Neben Weichholz- und Hartholzauen (*Salicetum albae*, *Quercu-Ulmetum*) findet man hier artenreiche Auenwiesen (Ersatzvegetation der Auenwälder) und weitere Einheiten der im Komplex vorkommenden natürlichen Feuchtvegetation.

Das LSG Poodří (Odertal) ist das dritte wertvolle Schutzgebiet für Auenvegetation. Es handelt sich um einen Komplex aus Naß- und Auenwaldgesellschaften entlang der Oder-Mäander in der Nähe von Ostrava mit natürlichen Weidengebüschen und Waldbeständen *Salicetum triandrae*, *Salicetum albae*, artenreiches *Pruno-Fraxinetum* und *Quercu-Ulmetum* mit außerordentlich reichem Frühlingsaspekt von *Galanthus nivalis*, *Corydalis cava*, *Hacquetia epipactis*, *Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Dentaria glandulosa* u. a.), ferner um großflächige bunte Auenwiesen sowie Flußaltarme mit vielen seltenen Wasserpflanzengesellschaften (z. B. *Trapa natantis*, *Salvinio-Spirodelleum polyrrhizae*, *Hottonietum palustris*, *Ceratophylletum submersi*, vgl. NEUSCHLOVÁ 1999).

In Böhmen ist die Auenvegetation nur kleinflächig geschützt. Zu den besterhaltenen Resten gehören das NR Úpor bei Mělník (*Salicetum albae*, *Quercu-Populeum*, *Quercu-Ulmetum*, mit *Galanthus nivalis*, *Ficaria verna*, *Corydalis*- und *Anemone*-Arten) und das NNR Libický luh (größter Auenwaldkomplex in Böhmen) mit vorherrschenden Hartholzauen und Resten von Erlenbrüchen (vgl. NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ 1965).

Auch die in der National- und Europakarte großflächig kartierten **Eichen-Hainbuchenwälder** (potentielle natürliche Verbreitung >27 %) stellen heute teilweise stark bedrohte Vegetationseinheiten dar. Die unter Schutz stehenden kleinflächigen Waldreste inmitten einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Landschaft werden als Folge des Düngereintrags zunehmend ruderalisiert. Seltene und geschützte Arten gehen zurück oder sind meistens schon verschwunden. Ein wirksamer Schutz läßt sich nur in großflächigen Schutzgebieten (z. B. im BR und LSG Křivoklátsko, in den LSG Český kras/Böhmischer Karst, České středohoří/Böhmisches Mittelgebirge, Pálava in Südmähren oder Moravský kras/Mährischer Karst in Mittelmähren) gewährleisten, die von einer genügend breiten Waldschutzzone umgeben sind. Kleinere Bestände werden in vielen NR oder als ND geschützt, aber die Aussichten für die Erhaltung der isolierten Bestände sind sehr gering.

Auch **Schlucht- und Schuttwälder** (in der Nationalkarte nur mit 1 KE vertreten) können nur in großflächigen Schutzgebieten erfolgreich geschützt werden, wo auch ihre besten Bestände liegen (z. B. das *Aceri-Carpinetum* in den LSG Český kras und Křivoklátsko, in letzterem auch das *Lunario-Aceretum*, im LSG Moravský kras das *Scolopendrio-Fraxinetum*).

Buchen-, Tannen- und Tannen-Buchenwälder bedecken auf beiden Karten ausgedehnte Flächen (*Eu-Fagenion*-Gesellschaften >16 %, azidophile Buchen- und Tannenwälder >19 %). Urwaldartige azidophile herzynische Tannen-Fichten-Buchenwälder des *Calamagrostio villosae-Fagetum* gibt es im NP Šumava (Böhmerwald, ND Trojmezná hora), krautreiche Bestände des *Dentario enneaphylli-Fagetum* im NNR Boubínský prales (Kubani-Urwald) und im LSG Železné hory (Eisengebirge) – Urwald Polom, zwei Urwaldbestände des *Dentario glandulosae-Fagetum* in den NNR Mionší und Razula in den Mährisch-Schlesischen Beskiden, im NP České Švýcarsko (Böhmische Schweiz) ein gut erhaltenes *Melico-Fagetum*, im LSG České středohoří (Böhmisches Mittelgebirge) das nur in diesem Gebiet vorkommende *Tilio platyphylli-Fagetum*, und im BR und LSG Křivoklátsko das *Tilio cordatae-Fagetum*. Auch azidophile Buchenwälder niedrigerer Lagen sowie Kalk-Buchenwälder sind in großflächigen Schutzgebieten noch in gutem Zustand erhalten (das *Luzulo-Fagetum* z. B. im BR

und LSG Křivoklátsko, das *Cephalanthero-Fagetum* im LSG Český kras).

Der Schutz natürlicher bzw. naturnaher **Tannenwälder** (PNV <1 %) stellt heute ein Problem dar. Reine Tannenwälder, sowohl krautreiche als auch azidophile Typen, sind in Tschechien außerordentlich selten. Das krautreiche *Saniculo europaeae-Abietetum* (in der Europakarte D26) wurde im Sázava-Tal und, zusammen mit azidophilen *Deschampsio flexuosae-Abietetum* (D24), auch im Böhmerwald-Vorland kartiert. Konkret sind es größtenteils Fichtenforste mit einzelnen Tannen inmitten ausgedehnter Fichtenforst-Komplexe.

Thermophile Eichenwälder (PNV 2-3 %) kommen in der Nationalkarte mit 8 KE vor, in der Europakarte mit 4 KE. Einheit G1, die dem *Potentillo albae-Quercetum* entspricht, ist vorwiegend an Mittelböhmen gebunden, G4, G5 und G16 an das südmährische Pannonicum. Obwohl ihre potentielle natürliche Verbreitung relativ groß ist, sind natürliche Bestände heute ziemlich selten und auf großflächige LSG beschränkt (LSG Křivoklátsko, Český kras, weniger häufig České středohoří). In vielen Beständen ist eine Expansion von *Brachypodium pinnatum* zu beobachten, das die anspruchsvolleren Arten stark unterdrückt. In Südmähren ist das *Quercetum pubescenti-roboris* (G4) als potentielle natürliche Gesellschaft verhältnismäßig häufig. Seine Standorte wurden jedoch schon im Neolithikum vielfach landwirtschaftlich genutzt (Lößböden); etliche Bestände sind durch Kiefern-, Robinien- oder Slavonische Stieleichen-Monokulturen ersetzt worden. Auch die hohen Wilddichten führen zur Dezimierung dieser äußerst seltenen Einheit mit Gefährdungsgrad 2a. Zu den sehr stark gefährdeten und vom Verschwinden bedrohten Einheiten gehört auch das *Carici fritschii-Quercetum roboris* (G5), dessen naturnahe Bestände heute durch die Expansion von *Calamagrostis epigejos* und die Invasion von *Robinia pseudacacia* und *Prunus serotina* bedroht sind.

Von den **azidophilen Eichenwäldern** der Klasse *Quercetea robori-petraeae* sind in der Europakarte 4 KE vertreten (PNV ca. 25 %). Es handelt sich um die durch menschliche Tätigkeit akut bedrohten Gesellschaften *Abieti-Quercetum*, *Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum*, *Luzulo (albidae)-* und *Festuco (ovinae)-Quercetum* sowie das *Molinio arundinaceae-Quercetum*. Der bodensaure Tannen-Eichenwald (F20t) bedeckt potentiell eine große Fläche, besonders in der südlichen Hälfte Böhmens, naturnahe Bestände sind jedoch sehr selten (LSG Křivoklátsko). Meistens handelt es sich um Fichten- oder Kiefernforste oder landwirtschaftlich genutzte Flächen. Das gleiche gilt für das vorwiegend durch Kiefernforste ersetzte *Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum* (F19). Das vor allem in Schlesien kartierte *Molinio-Quercetum* (F22) ist durch fortschreitende Entwässerung und Umwandlung in Fichten- und Kiefernforste gefährdet (Gefährdungsgrad 2b). Das *Luzulo albidae-Quercetum* (F20) ist nur kleinflächig verbreitet und in seiner typischen Form außerordentlich selten (z. B. Křivoklátsko). Anderenorts sind seine Bestände meistens degradiert und es herrschen dort expansive azidophile Arten (*Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis epigejos*) in der Krautschicht vor.

Kiefern- und Fichtenwälder der Klasse *Vaccinio-Piceetea* sind in der Nationalkarte durch 5 KE und in der Europakarte durch zwei KE (D34, D34a) repräsentiert. Es handelt sich um Fichtenwälder der Hochlagen und auf Naßstandorten (*Calamagrostio villosae-Piceetum*, *Mastigobryo-* und *Sphagno-Piceetum*) vorwiegend in den Grenzregionen Tschechiens. Vor einigen Jahrzehnten (im Böhmerwald noch vor 10 Jahren) waren einige dieser Wälder noch in einem relativ guten Zustand. Durch Luftverunreinigung, Wind- und Schnee-Kalamitäten mit nachfolgendem Borkenkäferbefall wurden die vorherrschenden Fichtenmonokulturen fast im gesamten Grenzgebiet sehr stark geschädigt bis

Tabelle 2: Kartierungseinheiten Tschechiens, Inhalt, Flächenanteil und Gefährdungsgrad. (Quelle: NEUHÄUSLOVÁ et al. 1998, 2001)

Nr. der KE	Wissenschaftlicher Name der vorherrschenden Pflanzengesellschaften	Flächenanteil der PNV (%)	Gefährdungsgrad
1	<i>Pruno-Fraxinetum</i>	3,3	3/b
2	<i>Quercus robur-Padus avium-Ges.</i> <i>Alnus glutinosa-Padus avium-Ges.</i>	0,7	2/b
3	<i>Piceo-Alnetum</i>	0,1	3/b
4	<i>Querco-Populetum</i>	0,2	2/a
5	<i>Querco-Ulmetum</i>	1,5	3/b
6	<i>Fraxino pannonicae-Ulmetum</i>	0,6	3/a
7	<i>Melampyro nemorosi-Carpinetum</i>	19,2	3/b
8	<i>Tilio-Betuletum</i>	1,0	3/a
9	<i>Primulo veris-Carpinetum</i>	2,4	3/a
10	<i>Carici pilosae-Carpinetum</i>	4,0	3/b
11	<i>Tilio-Carpinetum</i>	2,6	3/a
12	<i>Stellario-Tilietum</i>	0,1	2/a
13	<i>Tilio-Acerion (Aceri-Carpinetum,</i> <i>Lunario-Aceretum, Mercuriali-Fraxinetum,</i> <i>Scolopendrio-Fraxinetum)</i>	< 0,1	(3-4/b, 3/a, 3/b, 3/a)
14	<i>Tilio platyphylli-Fagetum</i>	0,1	3/a
15	<i>Tilio cordatae-Fagetum</i>	0,4	3/b
16	<i>Melico-Fagetum</i>	0,5	3/a
17	<i>Carici pilosae-Fagetum</i>	0,7	3/b
18	<i>Dentario enneaphylli-Fagetum</i>	12,1	3/b
19	<i>Dentario glandulosae-Fagetum</i>	0,2	3/a
20	<i>Festuco altissimae-Fagetum</i>	1,5	3/a
21	<i>Violo reichenbachianae-Fagetum</i>	0,7	3/b
22	<i>Cephalanthero-Fagetum</i>	< 0,1	3/a
23	<i>Saniculo europaeae-Abietetum</i>	0,1	2/a
24	<i>Luzulo-Fagetum</i>	16,5	3/b
25	<i>Calamagrostio villosae-Fagetum</i>	2,0	2/b
26	<i>Carici brizoidis-Quercetum roboris</i>	0,7	3/b
27	<i>Deschampsio flexuosae-Abietetum</i>	0,1	2/b
28	<i>Lathyro versicoloris-Quercetum pubescentis,</i> <i>Torilido-Quercetum petraeae</i>	< 0,1	3/a 3/a
29	<i>Pruno mahaleb-Quercetum pubescentis,</i> <i>Corno-Quercetum</i>	< 0,1	3/a 3/a
30	<i>Brachypodio pinnati-Quercetum u. a.</i>	0,1	3/a
31	<i>Quercetum pubescenti-roboris</i>	1,0	2/a
32	<i>Carici fritschii-Quercetum roboris</i>	0,1	2/a
33	<i>Potentillo albae-Quercetum</i>	0,7	3/b
34	<i>Sorbo torminalis-Quercetum</i>	0,1	3/a
35	<i>Asplenio cuneifolii-Quercetum petraeae</i>	< 0,1	2/a
36	<i>Luzulo albidae-Quercetum petraeae,</i> <i>Abieti-Quercetum</i>	21,2	3/a 2/b
37	<i>Molinio arundinaceae-Quercetum</i>	0,3	3/a
38	<i>Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum</i>	3,3	2/b
39	<i>Festuco ovinae-Quercetum roboris</i>	0,4	2/b
40	<i>Thlaspio montani-Pinetum sylvestris</i>	< 0,1	2/a
41	<i>Betulo carpaticae-Pinetum</i>	< 0,1	3/a

Nr. der KE	Wissenschaftlicher Name der vorherrschenden Pflanzengesellschaften	Flächenanteil der PNV (%)	Gefährungsgrad
	<i>Anastrepto-Piceetum</i>		3/a
42	<i>Dicrano-Pinion</i> excl. <i>Betulo carpaticae-Pinetum</i> , <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris</i>	< 0,1	3/a-4/b
43	<i>Calamagrostio villosae-Piceetum</i>	0,4	2/b
44	<i>Mastigobryo-Piceetum</i> <i>Sphagno-Piceetum</i>	0,9	2/b 2/b
45	<i>Athyrio alpestris-Piceetum</i>	< 0,1	2/a
46	<i>Pinion mughii</i> , <i>Juncetea trifidi</i> , <i>Mulgedio-Aconitetea</i> , <i>Salicetea herbaceae</i> u. a.	0,1	3/b, 3/a-4/a 3/a-4/b 3/a-4/a
47	<i>Caricetalia fuscae</i>	< 0,1	(1)2/a (3/a)
48	<i>Scheuchzerietalia palustris</i> excl. <i>Leuko-Scheuchzerion palustris</i>	< 0,1	(1)2/a (3/b)
49	<i>Pino rotundatae-Sphagnetum</i> , <i>Eriophoro vaginati-Pinetum sylvestris</i>	0,1	2/a 2/a
50	<i>Sphagnetalia medii</i> excl. <i>Pino rotundatae-Sphagnetum</i> , <i>Eriophoro vaginati-Pinetum sylvestris</i>	< 0,1	2/a, 3/a

vernichtet. Zur Schädigung der vernähten Fichtenwälder kam es später. Örtlich gibt es noch lebende Bestände, die jedoch in den unteren Baum- und Strauchschichten abzusterben beginnen. Deshalb sind aus internationaler Sicht zwei der vier tschechischen Nationalparke – Krkonoše/Riesengebirge und in den letzten Jahren auch Šumava/Böhmerwald – als die am stärksten bedrohten Nationalparke zu betrachten (vgl. auch KOS & MARŠÁKOVÁ 1997).

Die **subalpine Vegetation** setzt sich aus einem Komplex von Gesellschaften verschiedener Klassen zusammen und ist in der Europakarte nur durch eine einzige KE (C17) vertreten: Latschengebüsche und Zwergstrauchgesellschaften im Komplex mit *Calamagrostis*-Rasen, Hochgebirgsmooren und Hochstaudenfluren. Diese Vegetation ist mehr oder weniger ungefährdet (mit Ausnahme der Flächen, wo *Pinus mugo* vor ca. 40 Jahren in subalpine Rasen und Moore gepflanzt wurde, um sie zu bewalden).

Die in der Europakarte nur kleinflächig vorkommenden **Moorgesellschaften** Tschechiens sind durch zwei KE (S10, S11) vertreten. Baumreiche Hochmoore mit vorherrschenden Kiefernarten, vor allem mit *Pinus rotundata* (*Pino rotundatae-Sphagnetum*) in Südböhmen, weisen in den letzten Jahren deutliche Spuren der Schädigung auf. Der urwaldartige, mehr als 300 Jahre alte Bestand im NP Böhmerwald blieb allerdings bis jetzt ohne markante Schädigung.

6 Bedeutung der Vegetationskarte für den Natur- und Landschaftsschutz

Die Bedeutung der Vegetationskarten Tschechiens und Europas für den Natur- und Landschaftsschutz läßt sich an folgendem Beispiel zeigen. Legt man über die nationale Vegetationskarte GIS-Schichten, die alle Naturschutzobjekte Tschechiens umfassen, kann man die Repräsentativität des bestehenden Schutzbietsnetzes verlässlich beurteilen und weitere schutzwürdige Bestände/Standorte ermitteln. Durch Überlagern der Vegetationskarte mit einer Karte des Gefährungsgrades der einzelnen Vegetationseinheiten gewinnt man eine gute Vorstellung vom Grad der Gefährdung/Seltenheit der natürlichen Vegetation in den einzelnen Teilen Tschechiens. Eine weitere sehr überzeugende Aussage

erhält man beim Überlagern der PNV-Karte mit Karten der aktuellen Waldflächen. So dient die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Tschechiens insbesondere als wichtige Grundlage für den Aufbau eines repräsentativen Schutzgebietsnetzes für NATURA 2000.

Der Erläuterungstext zur Vegetationskarte Tschechiens (vgl. NEUHÄUSLOVÁ et al. 1998, 2001) kann ferner als Basis für Renaturierungsprojekte dienen. Diese Projekte zielen vor allem auf die Renaturierung der Feuchtgebietsvegetation, was unter dem Aspekt der Rückhaltung des Wassers in der Landschaft von vorrangiger Bedeutung ist (z. B. Revitalisierung von Hochmoorgesellschaften in durch Entwässerung und Abtorfung gestörten Gebieten). Andere Projekte konzentrieren sich auf die Erhaltung von Ersatzgesellschaften der Waldvegetation, die für die Erhöhung der Arten- und Biotop-Diversität besonders in landwirtschaftlich genutzten Gebieten große Bedeutung haben. Es handelt sich dabei vor allem um Alluvialwiesen in biologisch wertvollen Gebieten Südmährens und im LSG Třeboňsko (Südböhmen).

Literatur

- ANONYMUS (1998-2001): Nová zvláště chráněná území v roce 1997-2000. Neue, besonders geschützte Gebiete in den Jahren 1997-2000. – Praha (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR) 57 S.
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p. – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – Wien & New York (Springer) 865 S.
- CHYTRÝ, M. & NEUHÄUSLOVÁ, Z. (1997): Fytocenologický výzkum České republiky. Phytosociological Research in the Czech Republic. – Zpr. Čes. Bot. Společ. Mater. 15: 1-220.
- KOLBEK, J. et al. (1999, 2001): Vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko. 1., 2. Vegetation of the BR and PLA Křivoklátsko 1.2 – Průhonice (AOPK ČR Praha et Bot. Ústav AV ČR) 232 S. et 400 S.
- KOS, J. & MARŠÁKOVÁ, M. (1997): Chráněná území České republiky. Schutzgebiete der Tschechischen Republik. – Praha (AOPK ČR) 247 S.
- MIKYŠKA, R. et al. (1968): Geobotanická mapa ČSSR. 1. České země. Geobotanische Karte der Tschechoslowakei. 1. Tschechische Länder. – Vegetace ČSSR, Ser. A, 2: 1-204.
- MIKYŠKA, R. et al. (1968-1972): Geobotanická mapa ČSSR 1. České země (Kompletní atlas geobotanických map). Geobotanische Karte der Tschechoslowakei. 1. Tschechische Länder (Atlas der geobot. Karten). – Praha (NČSAV) 21 maps (color).
- MORAVEC, J. (1998): Acidofilní doubravy – Acidophilous oak forests. – In: MORAVEC, J. [Red.], Přehled vegetace České republiky. Vegetation Survey of the Czech Republic. Vol. 1. – Praha (Academia).
- MORAVEC, J. et al. (1983): Rostlinná společenstva České socialistické republiky a jejich ohrožení. Red list of plant communities of the Czech Republic and their endangerment. – Severočes. Přír., Suppl. 1: 1-100 et 1-18.
- MORAVEC, J. et al. (1995): Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Red list of plant communities of the Czech Republic and their endangerment. – Severočes. Přír., Suppl. 1: 1-206.
- MORAVEC, J.; HUSOVÁ, M.; CHYTRÝ, M. & NEUHÄUSLOVÁ, Z. (2002): Hygrofilní, mezofilní a xerofilní opadavé lesy. Hygrophilous, mesophilous and xerophilous deciduous forests. – In: MORAVEC J. [Ed.]: Přehled vegetace České republiky. Vegetation Survey of the Czech Republic. Vol. 2 – Praha (Academia) 320 S.

- NEUHÄUSLOVÁ, Z. (1997): Fytocenologický výzkum v České republice a jeho současné problémy. Phytosociological research in the Czech Republic and its current problems. – Zpr. Čes. Bot. Společ. 32 (Mater. 15): 13-26.
- NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ, Z. (1965): Waldgesellschaften der Elbe- und Eger-Auen. – Vegetace CSSR, Ser. A, 1: 387-495; 509-517.
- NEUHÄUSLOVÁ, Z. & MORAVEC, J. [Eds.] (1997): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. [Map of Potential natural vegetation of the Czech Republic]. – In: NEUHÄUSLOVÁ, Z. et al. (2001): Potential natural vegetation of the Czech Republic. – Praha (Kartografie), 1 map (color).
- NEUHÄUSLOVÁ, Z. et al. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Textová část. Map of Potential Natural Vegetation of the Czech Republic. Explanatory text. – Praha (Academia) 342 S.
- NEUHÄUSLOVÁ, Z. et al. (2001): Potential natural Vegetation of the Czech Republic. – Braun-Blanquetia 30: 1-80.
- NEUSCHLOVÁ, Š. (1999): Flóra Chráněné krajinné oblasti Poodří. Flora of the PLA Poodří. – Ostrava (Poodří), S. 28-35.

Anschrift der Autorin:

Dr. Zdenka Neuhäuslová
Botanisches Institut der Akademie der Wissenschaften
der Tschechischen Republik
25243 Průhonice
TSCHECHISCHE REPUBLIK
E-Mail: neuhauslova@ibot.cas.cz

Auswertung der Vegetationskarte von Europa für Rumänien: Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation und Schutzmaßnahmen

Application of the European Vegetation Map for Romania: Present State of the Natural Vegetation and Measures for its Protection

NICOLAE DONIȚĂ & DOINA IVAN

Zusammenfassung

Der rumänische Teil der Vegetationskarte Europas wurde im CORINE Biotope-Projekt sowie im PALEARCTIC HABITATS-Projekt verwertet. Er diente als Grundlage für die ökologische Gliederung von Rumänien, bei der Erarbeitung der neuen Waldkarte von Rumänien und bei der Entwicklung von Strategien für eine nachhaltige Waldwirtschaft, ferner für die Erhaltung der Biodiversität und für den Aufbau eines nationalen Netzes von Schutzgebieten.

Für den Schutz der natürlichen Vegetation wurden in Rumänien 1 Biosphärenreservat (Donaudelta), 16 National- und Naturparks sowie 827 Naturschutzgebiete mit einer Gesamtfläche von 1.293.614 ha (das entspricht 5 % der Landesfläche) ausgewiesen.

Abstract

The Romanian part of the European Vegetation Map was used in the framework of both the CORINE Biotopes and Palearctic Habitats projects. It served as a basis for the ecological classification of Romania, the production of the new forest map of Romania and the development of strategies for sustainable silviculture. It has also been instrumental for the conservation of biodiversity and the establishment of a national network of protected areas.

The current network of areas designated for the protection of the natural vegetation in Romania includes one Biosphere Reserve (Danube delta), 16 National and Natural Parks, and 827 Nature Reserves, comprising a total area of 1,293,614 ha. This is about 5 % of the total surface area of Romania.

1 Erstellung und Anwendung der Vegetationskarte

Als die Arbeiten an der Karte der natürlichen Vegetation Europas im Jahre 1979 begannen, lagen bereits zwei neuere Vegetationskarten von Rumänien im Maßstab 1 : 1 000 000 vor (SERBĂNESCU et al. 1973, DONIȚĂ & ROMAN 1976), auf denen aber nur relativ großflächige zonale Vegetationseinheiten abgebildet waren.

Beim Ausarbeiten der Legende für die Vegetationskarte Europas und der ersten Entwürfe der Nationalkarte auf der Grundlage dieser Legende entstand ein neues Bild der natürlichen Vegetation von Rumänien auf einer breiteren, pflanzensoziologisch-ökologisch-geographischen Grundlage, organisch eingefügt in das Gesamtbild der europäischen Vegetation. Obwohl der Maßstab (1 : 2.500.000) kleiner ist als bei den vorher erschienenen Karten, enthält die neue Vegetationskarte von Rumänien mehr Vegetationseinheiten, insbesondere infolge der regionalen Untergliederung der zonalen Einheiten. Diese neue Vegetationskarte wurde mit Erläuterungstext und pflanzensoziologischen Tabellen veröffentlicht (DONIȚĂ et al. 1992) und wird nun schon fast zehn Jahre in Unterricht, Forschung und

Planung benutzt. Eine Kurzfassung, die dank Prof. Franco Pedrotti in französischer Sprache in der Reihe Braun-Blanquetia erschienen ist (IVAN et al. 1993), ermöglicht es auch ausländischen Wissenschaftlern, einen Überblick über die natürliche Vegetation von Rumänien zu erhalten und in verschiedenen Arbeiten auszuwerten. Dies war die erste und wichtigste Anwendung der Vegetationskarte von Europa in Rumänien.

Eine weitere, sehr wichtige Auswertung des rumänischen Teils der Vegetationskarte von Europa erfolgte bei der Bearbeitung des CORINE-Projektes der Europäischen Union. In diesem Projekt wurden die für die pflanzensoziologisch-ökologischen Einheiten der neuen Vegetationskarte von Rumänien bezeichnenden Ökosysteme als typische natürliche Habitats für Rumänien in den Habitat-Katalog aufgenommen. Die geographische Verbreitung dieser Habitats wurde auf der Basis dieser Karte dargestellt (CORINE BIOTOPES of the EUROPEAN COMMISSION (1996), PALEARCTIC HABITATS (1999)).

Der rumänische Ausschnitt der Vegetationskarte von Europa diente außerdem als wichtige Grundlage für die ökologische Gliederung von Rumänien (VĂDINEANU et al. 1992). Diese ökologische Einteilung wurde und wird auch weiterhin in verschiedenen Strategie- und Wirtschaftsplanungen verwendet und ermöglicht eine sachliche Einschätzung des ökologischen Potentials der verschiedenen Gebiete Rumäniens.

In Anlehnung an die Vegetationskarte von Europa erfolgte bei der Erarbeitung der neuesten Waldkarte von Rumänien (unveröffentlicht) eine Trennung der mesophilen und xerophilen Eichenwälder.

Die neue Vegetationskarte von Rumänien bildete ferner eine wesentliche Grundlage für die Entwicklung von Strategien zur nachhaltigen Waldwirtschaft (2000, unveröffentlicht), für die Erhaltung der Biodiversität (1999, unveröffentlicht) und zur Bekämpfung der Desertifikation (2000, unveröffentlicht) sowie für Beiträge zur Landesraumplanung, Sektion III – Schutzzonen (LEGEA 5/2000).

Als weitere Anwendungen des rumänischen Ausschnitts der Vegetationskarte Europas sind zu nennen:

- Der systematische Aufbau eines nationalen Netzes von Naturschutzgebieten in Rumänien im Rahmen des Emerald-Projekts, in dem möglichst die ganze Diversität des Landes an Landschaften, Ökosystemen und Arten vertreten sein soll. Für dieses Projekt läßt sich die Vegetationskarte Europas insgesamt als Grundlage nutzen (BOHN et al. 2000).
- Erhaltung und Monitoring der Biodiversität der Karpatenregion im Rahmen des internationalen Projektes „Carpathian Ecoregion Initiative“.

Das waren kurz gefaßt die wichtigsten Anwendungen und Auswertungen der Vegetationskarte von Europa in Rumänien. Nach dem Erscheinen der Karte, des Erläuterungstextes und der Interaktiven CD-ROM wird sich der Anwendungsbereich sicherlich stark erweitern.

2 Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation

Wie in allen europäischen Ländern ist auch in Rumänien die ursprüngliche natürliche Vegetation nur noch in wenigen erhalten gebliebenen Urwäldern, auf Fels- und Geröllstandorten und in einzelnen Mooren zu finden (vgl. RADU et al. 2004). Ansonsten kann nur von naturnaher bis halbnatürlicher Vegetation gesprochen werden.

Bis gegen 1950 hatte die Pflanzendecke Rumäniens noch zu mehr als 80 % die natürliche Artenzusammensetzung, wenn auch strukturell mehr oder weniger stark verändert. So wurden zum Beispiel die meisten Eichenwälder im Niederwaldbetrieb bewirtschaftet. Ein Teil der natürlichen

Fichten- und Buchenmischwälder wurde durch Fichtenforste ersetzt, deren Flächenanteil aber bis dahin gering blieb.

Grundlegende Veränderungen traten erst in den letzten 50 Jahren ein. Die meisten naturnahen, plenterwaldartig genutzten Gebirgswälder wurden in kahlschlag-bewirtschaftete Wälder umgewandelt, doch ohne die natürliche Baumartengarnitur grundlegend zu verändern. Die natürlichen Fichtenwälder wurden mehr und mehr durch Fichtenkulturen – z. T. mit Beimischung von Lärche und Bergahorn – ersetzt, die meisten davon stammten jedoch aus ortsfremdem Saatgut. Allerdings blieb hier die ursprüngliche Strauch- und Bodenvegetation erhalten. In den Buchenmischwäldern ist der Anteil der Tanne infolge nachteiliger Verjüngungsmaßnahmen stark zurückgegangen. In den letzten 30 Jahren wurde Fichte in die Buchenverjüngungen gepflanzt, um Nadel-Laub-Mischwälder zu begründen. Die Buche ist in Rumänien allerdings eine sehr konkurrenzstarke Baumart, so daß viele dieser Kulturen inzwischen verschwunden sind. Es entstanden so niederwaldartige Buchenbestände, die nicht mehr als natürlich angesehen werden können. Auf mehreren zehntausend Hektar wurden zudem Douglasienkulturen anstelle der ursprünglichen Buchenwälder angelegt.

Die Stiel- und Traubeneichenwälder haben in den letzten 40-50 Jahren aufgrund des Eichensterbens stark gelitten. Als Folge ist der Anteil dieser Eichenarten erheblich zurückgegangen, und in den Eichenmischwäldern haben sich Laubbäume wie Hainbuche, Silberlinde, Feldahorn, Aspe u. a. ausgebreitet. Auch sind hier auf beträchtlichen Flächen Eichenkulturen aus ortsfremdem Saatgut entstanden. In den letzten zwanzig Jahren hat wegen der anhaltenden Dürre ein katastrophales Eichensterben in den Zerr- und Balkaneichenwäldern im Süden des Landes stattgefunden. Viele dieser Wälder werden jetzt durch Kulturen aus anderen Baumarten ersetzt (z. B. Roteiche, Robinie).

Auch viele Steppenwälder, die ursprünglich aus Stieleiche (im Norden) oder aus Graueiche und Flaumeiche (im Süden) bestanden, sind z. T. durch Robinienkulturen und andere Holzarten ersetzt worden.

In den Auen sind ebenfalls gravierende Veränderungen bei den Naturwäldern zu verzeichnen. Ein Teil der Hartholz- und Pappel-Auenwälder wurden durch Hybridpappelkulturen ersetzt.

Die alpinen Rasen und Zwergstrauchgebüsche sind noch größtenteils erhalten, aber die subalpine Vegetation wurde stark verändert. Ein großer Teil der *Pinus mugo*-Gebüsche und der Fichten-Zirben-Lichtwälder wurden gerodet und durch sekundäre *Festuca airoides*- und *Nardus stricta*-Rasen ersetzt. In den Waldwiesen (Wiesenflächen nach Waldrodung) ist durch Übernutzung eine Artenverarmung eingetreten, die mit der Ausbreitung von für das Vieh ungenießbaren Gräsern und Kräutern (z. B. *Rumex alpinus*) einhergeht. Ein Teil dieser Wiesen wurde in artenarme Kulturwiesen umgewandelt.

Die Sumpf- und Wasservegetation ist durch Meliorationsarbeiten flächenmäßig stark zurückgegangen. Sie wurde – wie auch die Auenwälder – in den weiten Donauauen und im Donaudelta durch Meliorationsmaßnahmen auf großer Fläche (etwa 400 000 ha) zerstört, um landwirtschaftliche Nutzflächen zu gewinnen.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß in Rumänien eine natürliche Vegetation nur noch auf kleinen Flächen zu finden ist. Immerhin hat der größte Teil der heutigen Wälder, Wiesen und Sümpfe aber noch einen naturnahen Charakter, belegt durch das Vorkommen von standortheimischen Arten in der Zusammensetzung der Biozöosen. Doch haben sich deren Anteile und die Struktur gegenüber den natürlichen Beständen deutlich verändert.

3 Schutzmaßnahmen zum Erhalt der natürlichen Vegetation

Der Naturschutz hat in Rumänien eine recht lange Tradition. Das erste Naturschutzgesetz wurde schon 1930 verabschiedet, und viele Naturschutzgebiete, darunter auch der erste Nationalpark „Retezat“, wurden auf Grund dieses Gesetzes ausgewiesen. Die Zahl der Naturschutzflächen wuchs in den letzten 50 Jahren. Nach 1989 wurden zusätzlich mehrere National- und Naturparks eingerichtet.

Durch das Landesplanungsgesetz Nr. 5/2000 sind 844 Schutzgebiete bestätigt worden, darunter:

- 1 Biosphärenreservat Donaudelta,
- 16 National- und Naturparks,
- 827 Naturschutzgebiete.

Die größte Fläche nimmt das Biosphärenreservat Donaudelta mit 580.000 ha ein. Die Fläche der einzelnen National- und Naturparks beträgt zwischen 6.256 und 63.919 ha und umfaßt insgesamt 611.177 ha. Die Naturschutzgebiete bedecken 225.341 ha, davon liegen 128.597 ha in den National- und Naturparks und 102.437 ha außerhalb der Parks. Die gesamte Schutzgebietsfläche beträgt 1.293.614 ha, das entspricht 5 % der Landesfläche (vgl. MIHĂILESCU & FALCĂ 2004).

Es muß aber darauf hingewiesen werden, daß es bisher in Rumänien keine speziellen Einrichtungen oder Behörden zur Betreuung und Überwachung der Naturschutzgebiete gibt. Für die Waldflächen ist die Forstverwaltung verantwortlich, für die anderen Flächen sind es die Kommunen, die aber zur Sicherung und Betreuung der Gebiete keine Mittel besitzen.

Drei ausgewiesene Nationalparks wurden mit finanzieller Hilfe der Weltbank eingerichtet und dort eine Verwaltung aufgebaut. Für die übrigen dreizehn ist die Forstverwaltung verantwortlich, weil sie überwiegend von Wald bedeckt sind.

Es bleibt die dringende Aufgabe, selbständige Verwaltungen für alle Schutzgebiete zu schaffen, da ohne solche Institutionen nur geringe Aussichten bestehen, die noch vorhandene natürliche Vegetation wirksam zu schützen (neuerdings entstehen solche Verwaltungen im Rahmen der Nationalen Regie für Wälder).

Wegen der schwierigen wirtschaftlichen Lage des Landes fehlen dafür die finanziellen Möglichkeiten. Andererseits ist wegen äußerster Armut und Arbeitsmangel der Druck der Dorfbevölkerung auf die Naturschutzflächen sehr groß. Es wird deshalb dringend Unterstützung seitens der internationalen Naturschutzorganisationen und der EU benötigt, um die noch bestehenden Reste der natürlichen Vegetation zu retten.

Literatur

- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/ Legend; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- COUNCIL OF EUROPE (1996): Nature and Environment Series No. 78. – Strasbourg.
- DONIȚĂ, N. & ROMAN, N. (1976): Vegetația. Scara 1: 1 000 000. VI-2. – București (Editura Academiei RSR).
- DONIȚĂ, N.; IVAN, D.; COLDEA, G.; SANDA, V.; POPESCU, A.; CHIFU, T.; PAUCĂ-COMĂNESCU, M.; MITITELU, D. & BOȘCAIU, N. (1992): Vegetația României. – București (Editura Tehnică Agricolă) 407 S.

- EUROPEAN COMMISSION [Ed.] (1996): Interpretation Manual of European Union Habitats – Version EUR 15. Draft. – Brussels, 103 p.
- IVAN, D.; DONIȚĂ, N.; COLDEA, G.; SANDA, V.; POPESCU, A.; CHIFU, T.; BOȘCAIU, N.; MITITELU, D. & PAUCĂ-COMĂNESCU, M. (1993): Végétation potentielle de la Roumanie. – Braun-Blanquetia 9: 1-79; + Vegetationskarte 1 : 2.000.000.
- LEGEA (2000): Lege privind aprobarea Planului de amenajare a teritoriului național – Secțiunea a III-a-Zone protejate (Gesetz zur Genehmigung der Landesraumplanung – Sektion III – Schutzzonen). – București.
- MIHĂILESCU, S. & FALCĂ, M. [Ed.] (2004): BioPlatform – Romanian National Platform for Biodiversity. Vol.1 Biodiversity Research Strategy. – București (Editura Vergiliu) 130 p.
- DEVILLERS, P & DEVILLERS-TERSCHUREN, J. (1996): A Classification of Palaearctic Habitats. [= Nature & Environment No. 78]. – Strasbourg (Council of Europe) 194 p.
- RADU, S.; BÂNDIU, C.; COANDĂ, C.; DONIȚĂ, N.; BIRIȘ, I.-A. & TEODORESCU, M.-E. (2004): Conservarea pădurilor virgine (suport de curs). – București (S.C. GEEA S.A.) 66 p.
- SERBĂNESCU, J.; DRAGU, J. & BABACA, G. (1973) : Harta geobotanică. – București (Institutul de Geologie și Geofizică).
- VĂDINEANU, A.; OLTEAN, M.; GĂȘTESCU, P. et al. (1992): Conceptul de regionare ecologică și diferențierea ecoregiunilor din România. – Mediul Inconjurător 3(4): 3-6. București.

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. Nicolae Doniță und Prof. Dr. Doina Ivan
Str. Dionisie Lupu 74, ap. 26
010456 București
RUMÄNIEN

Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation und deren Repräsentanz in Schutzgebietssystemen in Italien

State of Conservation of the Natural Vegetation and its Representation in the Protected Areas Network of Italy

FRANCO PEDROTTI

Zusammenfassung

Die Karte der natürlichen Vegetation Europas weist für Italien 62 Kartierungseinheiten aus, die zwei gut charakterisierten pflanzengeographischen Regionen zuzuordnen sind, nämlich der mediterranen und der eurosibirischen Region. Um den Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation genauer zu analysieren, wurden alle Kartierungseinheiten, die in der Vegetationskarte Europas für Italien ausgewiesen sind, berücksichtigt. Für jede Vegetationseinheit wird folgendes angegeben: die Art der Verbreitung, der Erhaltungszustand, die natürlichen Vorkommen in 20 Regionen Italiens und in Schutzgebieten unterschiedlicher Kategorien (National- und Naturparke). Die Regionen mit der größten Zahl an Einheiten sind Friuli-Venezia Giulia und Veneto, mit 18 bzw. 16 Einheiten. Die natürliche Vegetation befindet sich in großen Teilen Italiens als Folge menschlicher Tätigkeit in einem kritischen Zustand. Demgegenüber ist folgender positive Aspekt zu erwähnen, nämlich, daß die natürliche Vegetation Italiens eine hohe Biodiversität aufweist und sie deshalb eine große pflanzengeographische, phytozönotische und ökologische Bedeutung hat.

Abstract

The Map of the Natural Vegetation of Europe indicates 62 vegetation types for Italy, belonging to two distinct phytogeographic regions, namely the Mediterranean and Eurosiberian Regions. In order to examine in detail the state of conservation of the natural vegetation, all the units present in Italy were taken into consideration, and for each of these, the presence in the 20 regions of Italy, the distribution type, the state of conservation and their presence in protected areas (national and regional parks) were indicated. The regions with the greatest number of units are Friuli-Venezia Giulia and the Veneto, with 18 and 16 units, respectively. The natural vegetation in most of Italy is in a fairly critical situation, as a consequence of anthropogenic influence. However, there are also positive aspects, such as the high biodiversity in the vegetation and its correspondingly great phytogeographic, phytocoenotic and ecological significance.

1 Einleitung

Die Vegetation Italiens ist aufgrund der geographischen Lage, der Geologie und Morphologie der Halbinsel sowie der beachtlichen Klimaunterschiede sehr vielgestaltig. Die Karte der natürlichen Vegetation Europas weist für Italien 62 Kartierungseinheiten aus (BOHN et al. 2000), die zwei gut charakterisierten pflanzengeographischen Regionen zuzuordnen sind, nämlich der mediterranen und der eurosibirischen Region. Die mediterrane Region erstreckt sich längs der Küsten und umfaßt die Inseln Sardinien und Sizilien; die natürliche Vegetation gehört überwiegend zwei Ordnungen an, deren Pflanzengesellschaften vorwiegend aus immergrünen Hartlaubgehölzen bestehen: *Pistacio-*

Rhamnetalia alaterni und *Quercetalia ilicis*. Die eurosibirische Region umfaßt das Landesinnere mit Vegetationseinheiten, die von sommergrünen Laubbäumen und immergrünen Nadelbäumen aufgebaut werden; sie gehören großenteils zu den Ordnungen *Fagetalia sylvaticae* und *Piceetalia excelsae* (PEDROTTI 1995, 1996).

Pflanzensoziologisch gehören die Vegetationseinheiten von Italien zu folgenden syntaxonomischen Ordnungen (in alphabetischer Reihenfolge): *Adenostyletalia*, *Alnetalia glutinosae*, *Ammophiletalia*, *Androsacetalia alpinae*, *Arthrocnemetalia fruticosi*, *Athyrio-Piceetalia*, *Cakiletalia maritimae*, *Caricetalia curvulae*, *Carici-Genistetalia lobelii*, *Drabetalia hoppeanae*, *Erico-Pinetalia*, *Fagetalia sylvaticae*, *Festucetalia spadiceae*, *Juncetalia maritimi*, *Limonio-Salicornietalia*, *Oxytropido-Kobresietalia*, *Phragmitetalia*, *Piceetalia excelsae*, *Pistacio-Rhamnetalia alaterni*, *Populetalia albae*, *Pulsatillo-Pinetalia*, *Quercetalia ilicis*, *Quercetalia pubescentis*, *Quercetalia robori-petraeae*, *Rhododendro hirsuti-Ericetalia carnea*, *Rhododendro-Vaccinietalia*, *Rumici-Astragaletalia siculi*, *Ruppitelia*, *Salicetalia auritae*, *Salicetalia purpureae*, *Seslerietalia coeruleae*, *Seslerietalia tenuifoliae*, *Tamaricetalia africanae*, *Teucrio-Santolinetalia*, *Thero-Salicornietalia*, *Thlaspietalia rotundifolii*, *Zosteretalia*.

Von diesen Syntaxa kommen die folgenden Ordnungen ausschließlich in Italien vor: *Rumici-Astragaletalia siculi* (auf dem Ätna in Sizilien), *Carici-Genistetalia lobelii* und *Teucrio-Santolinetalia* (auf dem Gennargentu und anderen Bergen in Sardinien).

2 Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation

Erste Informationen zum derzeitigen Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation in Italien liefert ein Vergleich zwischen der *Karte der natürlichen Vegetation Italiens*, wie sie in der Karte der natürlichen Vegetation Europas dargestellt ist, und der Karte der realen Vegetation Italiens (PEDROTTI 1992). Daraus geht hervor, daß die natürliche Vegetation in ausgedehnten Gebieten wie Tiefebene, Hügelland, Hochebenen und Talniederungen, die heute vorwiegend landwirtschaftlich genutzt werden, nahezu vollständig beseitigt wurde. Einige Vegetationstypen wurden dabei stark dezimiert und sind nahezu gänzlich verschwunden. Auch in den Gebirgen wurde die natürliche Vegetation vielerorts durch den Viehauftrieb stark zurückgedrängt oder ganz zerstört.

Schätzungsweise umfaßt die noch mehr oder minder natürliche Vegetation in Italien heute etwa 11.000.000 ha, ungefähr ein Drittel der gesamten Landesfläche; den Rest bedecken synanthrope Vegetation unter landwirtschaftlicher Nutzung sowie anderweitig genutzte Bereiche.

Um den Erhaltungszustand der natürlichen Vegetation in Italien genauer zu analysieren, wurden alle Kartierungseinheiten, die in der Vegetationskarte Europas für Italien ausgewiesen sind, berücksichtigt. Für jede Vegetationseinheit wird in Tabelle 1 folgendes angegeben: Die Art der Verbreitung, der Erhaltungszustand und die natürlichen Vorkommen in 20 Regionen Italiens.

Die wichtigsten **Verbreitungstypen** sind:

- 1- Einheiten mit weiter Verbreitung in großen und geschlossenen Flächen;
- 2- Einheiten mit weiter Verbreitung in verinselten, aber relativ großen Beständen;
- 3- Einheiten mit weiter Verbreitung aber in kleinen, inselartigen Beständen;
- 4- Einheiten mit Vorkommen in nur einem einzigen Tal oder auf einem Berg, aber dort an jeweils mehreren Fundorten;
- 5- Einheiten mit Vorkommen in nur einem einzigen Tal oder auf einem einzigen Berg mit nur einem Fundort.

Was die regionale **Stetigkeit** betrifft, so ergibt sich aus Tabelle 1, daß einige Vegetationseinheiten nur in einer einzigen Region vorkommen: so die Einheiten C36 (Abruzzen), G15 (Sizilien), G43 (Sardinien), G63 (Apulien), N1 (Sardinien), N2 (Sizilien), während andere Einheiten in vielen Regionen verbreitet sind.

Die 20 Regionen Italiens sind in Tabelle 1 (s. anhang) nach der Zahl der jeweils vorkommenden Kartierungseinheiten geordnet; die Regionen mit der größten Zahl an Einheiten sind Friuli-Venezia Giulia und Veneto (mit 18 bzw. 16 Einheiten). Dies lässt sich durch die geographische Lage der beiden Regionen erklären, die sich von der Adria bis in die Alpen erstrecken; in diesem Teil Italiens besteht nämlich ein starker Umweltgradient in Bezug auf Meereshöhe und Klima.

Der **Erhaltungszustand** wurde nach folgenden Kriterien eingeschätzt:

1 – Die Vegetation weist eine natürliche floristische Zusammensetzung und entsprechend naturnahe Struktur in großflächig zusammenhängenden Beständen mit geringer oder fehlender anthropogener Beeinflussung (Straßen, Bebauung usw.) auf. Zu dieser Kategorie gehören folgende Einheiten: die Vegetation der primären alpinen Rasen, der subalpinen Gebüsche und die Buschwaldformation mediterraner Berge wie auf Sardinien;

2 – Die Vegetation hat eine natürliche floristische Zusammensetzung, ist aber gegenüber der vorigen Kategorie kleinflächiger verbreitet; die Waldvegetation weist teilweise Hochwaldstruktur auf, teilweise ist der Wald in Niederwald umgewandelt worden, in den gelegentlich Hochwaldbestände eingestreut sind, z. B. Kiefern- oder Buchenwälder;

3 – Die Vegetation hat einschneidende Strukturveränderungen erfahren durch Umwandlung der Hochwälder in Niederwälder; die floristische Zusammensetzung ist teilweise verändert (z. B. bei *Quercus pubescens*-, *Ostrya carpinifolia*- und *Quercus ilex*-Beständen);

4 – Die Bestände sind gegenüber ihrem ursprünglichen Areal stark verkleinert und ihre Struktur und floristische Zusammensetzung sind stark verändert (z. B. bei Wäldern in Tiefebene, Auen- und Bruchwäldern, Dünenvegetation).

In Tabelle 2 ist dargestellt, in welchen Schutzgebieten die natürlichen Vegetationseinheiten von Italien vertreten sind. Viele Einheiten kommen in mehreren Schutzgebieten vor, andere kommen nur in vereinzelter Restflächen vor, z. B. die Bruchwälder (T1). Außerdem ist zu berücksichtigen, daß der Naturschutz leider bis heute nicht in allen Nationalparks gut realisiert ist. Außerdem wurde in den italienischen Nationalparks – mit Ausnahme einiger weniger Beispiele wie dem Abruzzen-Nationalpark (SULLI & BERNINI 1995) – bis heute noch keine Umwandlung der Wälder in naturnahe hochstämmige Bestände begonnen.

3 Ausgewählte Beispiele

Betrachten wir nun einige Vegetationseinheiten, die in der Karte der natürlichen Vegetation Europas dargestellt sind, und vergleichen sie mit der heutigen Situation in Italien. Für diese Einheiten wird außerdem angegeben, in welchen Schutzgebieten sie vertreten sind und welche effektiven Maßnahmen zu ihrer Erhaltung getroffen wurden.

Die Einheiten wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt: (1) weit verbreitete Einheiten, die von Natur aus großflächig vorkommen und heute noch gut erhalten sind; (2) weit verbreitete Einheiten, die von Natur aus großflächig vorkommen, aber heute fast vollständig vernichtet sind; (3) weit verbreitete Einheiten, die von Natur aus nur auf kleinflächigen Standorten vorkommen; (4) Einheiten mit

mehreren Vorkommen in nur einem Tal oder Bergmassiv; (5) Einheiten mit nur einem Vorkommen in einem Tal oder Bergmassiv.

Tabelle 2: Vorkommen der Kartierungseinheiten in Schutzgebieten

Nr.	Einheit	Schutzgebiete
1	A5	13, 19, 22, 23, 25 30, 36, 62, 75, 121
2	B43	13, 19, 20, 22, 23, 25,30, 36, 60, 62, 75, 93, 94, 95, 99, 115, 121
3	B44	9, 19, 23, 27, 29, 52, 53, 54, 56, 60, 69, 93, 94, 95, 96, 101, 103, 106, 120
4	B51	14, 49
5	B52	1, 14, 15, 16, 109
6	C19	13, 19, 22, 23, 25, 27, 29, 30, 36, 52, 53, 56, 60, 62, 75, 77, 93, 94, 95, 96, 103, 106, 115, 120, 121
7	C20	23, 33, 54, 101
8	C35	14, 28, 31, 32
9	C36	1, 15
10	D29	13, 19, 20, 22, 23, 30, 36, 52, 53, 60, 77, 93, 94, 96
11	D35	9, 19, 52, 53, 56, 62, 77, 96, 103, 106
12	F17	20, 39, 47, 61, 64, 66, 79, 120
13	F45	24, 38, 61, 63, 64, 66, 68, 74, 83, 90, 91, 98, 99, 117, 118
14	F65	-
15	F 101	20, 27, 29, 30, 39, 60, 75, 79, 120
16	F121	-
17	F141	-
18	F142	9, 22, 23, 33, 41, 46, 54, 69, 76, 93, 94, 101
19	F 146	1, 10, 11, 14, 15, 16, 26, 28, 31, 32, 34, 35, 42, 49, 78, 81, 88, 92, 105, 109
20	F147	84
21	F148	5, 6, 17, 18, 55, 70, 72, 86, 87
22	F150	-
23	G7	-
24	G11	10, 26, 28, 31, 32, 34, 35, 37, 42, 49, 58, 65, 92, 104, 105
25	G12	-
26	G13	3, 26
27	G14	5, 6, 17, 18, 43, 57, 84, 85, 114
28	G15	86
29	G40	13
30	G43	-
31	G44	7, 14, 16, 34, 35, 37, 42, 48, 58, 65, 72, 80, 87, 97, 100, 102, 104, 105
32	G48	4, 33, 41, 46, 54, 69, 76, 101
33	G51	-
34	G52	15, 16, 45, 59, 78, 81, 88, 109,
35	G53	6, 11, 17, 21, 40, 55, 57, 70, 114
36	G63	44, 67
37	J17	2, 3, 7, 12, 21, 26, 40, 71, 73, 82, 84, 102
38	J18	16, 59, 81, 85, 112
39	J19	11, 44, 48, 51, 67
40	J21	5, 6, 17, 55, 70, 86, 87
41	J28	-
42	J48	2, 6, 8, 11, 12, 40
43	K1	19, 60, 95
44	K2	52, 56
45	K3	54
46	K6	17
47	K8	101
48	K10	1

Nr.	Einheit	Schutzgebiete
49	K12	5, 18, 55
50	N1	12
51	N2	55
52	P11	8, 11, 50, 51, 71, 73
53	P26	-
54	P27	51
55	R1	113
56	R3	50, 51
57	T1	-
58	T2	8, 73
59	U15	24, 50, 51, 68, 74, 90, 91, 99, 107, 108, 110, 111, 116, 117, 118
60	U18	73, 82, 89, 112, 119
61	U34	8, 73
62	U37	5, 18

Nationalparke: 1 - Abruzzo, 44000 ha; 2 - Arcipelago della Maddalena, 5136 ha; 3 - Arcipelago Toscano, 17887 ha; 4 - Asinara, 5100 ha; 5 - Aspromonte, 78520 ha; 6 - Cilento-Vallo di Diano, 181975 ha; 7 - Cinque Terre, 6000 ha; 8 - Circeo, 8500 ha; 9 - Dolomiti Bellunesi, 32.000 ha; 10 - Foreste Casentinesi, 36426 ha; 11 - Gargano, 121118 ha; 12 - Gennargentu-Golfo di Orosei, ha; 13 - Gran Paradiso, 70000 ha; 14 - Gran Sasso-Monti della Laga, 150000 ha; 15 - Majella, 74095 ha; 16 - Monti Sibillini, 71437 ha; 17 - Pollino, 196000 ha; 18 - Sila, 7000 ha; 19 - Stelvio, 134619 ha; 20 - Val Grande, 14700 ha; 21 - Vesuvio, ha 8482.

Regional- und Provinzialparke (Naturparke): 22 - Adamello, 51.000 ha, Lombardia; 23 - Adamello-Brenta, 61.864 ha, Trentino-Alto Adige; 24 - Adda Nord-Adda Sud, 5580 ha, Lombardia; 25 - Alpe Veglia-Alpe Devero, 8539 ha, Piemonte; 26 - Alpi Apuane, 20598 ha, Toscana; 27 - Alpi Marittime(Argentera), 27.945 ha, Piemonte; 28 - Alta Val Parma e Cedra, 12580 ha, Emilia-Romagna; 29 - Alta Valle Pesio e Tanaro, 6638 ha, Piemonte; 30 - Alta Valsesia, 6510 ha, Piemonte; 31 - Alto Appennino Modenese, 15000 ha, Emilia-Romagna; 32 - Alto Appennino Reggiano, 23416 ha, Emilia-Romagna; 33 - Alto Garda Bresciano, 38269 ha, Lombardia; 34 - Aveto, 11000 3662 ha, Liguria; 35 - Beigua, 18160 ha, Liguria; 36 - Bernina-Disgrazia-Val Masino-Val Codera, 105.473 ha, Lombardia; 37 - Boschi di Carrega, 1260 ha, Emilia-Romagna; 38 - Bosco delle Sorti della Partecipanza di Trino, 1071 ha, Piemonte; 39 - Bric Tana, 169 ha, Liguria; 40 - Campi Flegrei, 8000 ha, Campania; 41 - Campo dei Fiori, 5400 ha, Lombardia; 42 - Capanne di Margarolo, 8216 ha, Piemonte; 43 - Castelli Romani, 9500 ha, Lazio; 44 - Chiese rupestri del Materano, 6628 ha, Basilicata; 45 - Colfiorito, 338 ha, Umbria; 46 - Colli di Bergamo, 4050 ha, Lombardia; 47 - Colli Euganei, 18702 ha, Veneto; 48 - Conero, 6011 ha, Marche; 49 - Corno alle Scale, 4974 ha, Emilia-Romagna; 50 - Delta del Po, 12000, ha, Veneto; 51 - Delta del Po, 58277 ha, Emilia-Romagna; 52 - Dolomiti d'Ampezzo, 11000 ha, Veneto; 53 - Dolomiti di Sesto, 11635 ha, Trentino-Alto Adige; 54 - Dolomiti Friulane, 36950 ha, Friuli-Venezia Giulia; 55 - Etna, 58095 ha, Sicilia; 56 - Fanes, Sennes, Braies, 25860 ha, Trentino-Alto Adige; 57 - Gallipoli Cognato-Piccole Dolomiti Lucane, 27027 ha, Basilicata; 58 - Gessi Bolognesi-Calanchi dell'Abbadessa, 4844 ha, Emilia-Romagna; 59 - Gola di Frasassi-Gola della Rossa, 9189 ha, Marche; 60 - Gran Bosco di Salbertrand, 3700 ha, Piemonte; 61 - Groane, 3445 ha, Lombardia; 62 - Gruppo di Tessa, 33430 ha, Trentino-Alto Adige; 63 - La Mandria, 6571 ha, Piemonte; 64 - Laghi di Avigliana, 410 ha, Piemonte; 65 - Laghi Suviana e Brasimone, 3329 ha, Emilia-Romagna; 66 - Lagoni di Mercurago, 473 ha, Piemonte; 67 - Lama Balice, 125 ha, Puglia; 68 - Lame del Sesia-Isolone di Oldenigo, 882 ha, Piemonte; 69 - Lessinia, 10368 ha, Veneto; 70 - Madonie, 39941 ha, Sicilia; 71 - Maremma (Monti dell'Uccellina), 9800 ha, Toscana; 72 - Matese, 25000 ha, Campania; 73 - Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli, 23000 ha, Toscana; 74 - Mincio, 13708 ha, Lombardia; 75 - Mont Avic, 1640 ha, Val d'Aosta; 76 - Monte Barro, 661 ha, Lombardia; 77 - Monte Corno, 6650 ha, Trentino-Alto Adige; 78 - Monte Cucco, 10480 ha, Umbria; 79 - Monte Fenera, 3302 ha, Piemonte; 80 - Monte San Bartolo, 1586 ha, Marche; 81 - Monte

Subasio, 7442 ha, Umbria; 82 - Montemarcello-Magra, ha, Liguria; 83 - Montevecchia-Valle del Curone, ha, Lombardia; 84 - Monti Aurunci, 19375 ha, Lazio; 85 - Monti Lucretili, 18204 ha, Lazio; 86 - Monti Nebrodi, 85587 ha, Sicilia; 87 - Monti Picentini, 64000 ha, Campania; 88 - Monti Simbruini, 29900 ha, Lazio; 89 - Nera, 2120 ha, Umbria; 90 - Oglio Nord, 14170 ha, Lombardia; 91 - Oglio Sud, 12800 ha, Lombardia; 92 - Orecchiella, ha, 5218 Toscana; 93 - Orobie Bergamasche, 63000 ha, Lombardia; 94 - Orobie Valtellinesi, 46.280 ha, Lombardia; 95 - Orsiera-Rocciavè 11155 ha, Piemonte; 96 - Paneveggio-Pale di S. Martino, 19711 ha, Trentino-Alto Adige; 97 - Piana Crixia, 794 ha, Liguria; 98 - Pineta di Appiano Gentile e Tradate, ha; 99 - Po, 35689 ha, Piemonte; 100 - Portofino, 1150 ha, Liguria; 101 - Prealpi Giulie, 9402 ha, Friuli-Venezia Giulia; 102 - Promontori-Isole di Levante, 13.152 ha, Liguria; 103 - Puez-Odle, ha, 9210 Trentino-Alto Adige; 104 - Sassi di Roccamalatina, 1040 ha, Emilia-Romagna; 105 - Sasso Simone-Simoncello, 4942 ha, Marche; 106 - Sciliar, 5850 ha, Trentino-Alto Adige; 107 - Serio, 7750 ha, Lombardia; 108 - Sile, 4000 ha, Veneto; 109 - Sirente-Velino, 59140 ha, Abruzzo; 110 - Stirone, 1769 ha, Emilia-Romagna; 111 - Taro, 2225 ha, Emilia-Romagna; 112 - Tevere, 7295 ha, Umbria; 113 - Trasimeno, 13200 ha, Umbria; 114 - Tratturi, 4183 ha, Molise; 115 - Val Troncea, 3280 ha, Piemonte; 116 - Valle del Lambro, 6542 ha, Lombardia; 117 - Valle del Ticino, 90640 ha, Lombardia; 118 - Valle del Ticino, ha, Piemonte; 119 - Valle del Treia, 800 ha, Lazio; 120 - Valle Pesio e Tanaro, 6638 ha, Piemonte; 121 - Vedrette di Ries-Aurina, 31500 ha, Trentino-Alto Adige.

3.1 Alpische Hochgebirgsvegetation und alpine Rasen (Einheiten A5, B43 und B44)

Diese Vegetationseinheiten sind in der gesamten Alpenkette und damit auch in Italien weit verbreitet (Abb. 1); sie umfassen die alpinen Urrasen auf Silikat- (z. B. *Caricetum curvulae*, *Festucetum halleri*, *Festucetum variae*) und Karbonatsubstraten (*Caricetum firmae*, *Seslerio-Caricetum sempervirentis* u. a.) sowie die natürliche Pioniervegetation der Alpin- und Nivalstufe. Im allgemeinen handelt es sich um eine gut erhaltene Vegetation, ausgenommen Orte mit Fremdenverkehrseinrichtungen und hoch gelegenen Skiliftanlagen.

3.2 Apenninische Hochgebirgsvegetation und alpine Rasen (Einheiten B51 und B52)

Im Gegensatz zu den Alpen, in denen die Alpinstufe sehr ausgedehnt ist, gibt es im Apennin nur wenige Bergmassive, die höher als 1900 m sind (Abb. 1). Demzufolge haben Hochgebirgsrasen hier nur geringe Ausdehnung und bilden räumlich voneinander getrennte, isolierte Einheiten. Es handelt sich überwiegend um Kalkgebirge (Monti Sibillini, Gran Sasso, Abruzzen u. a.) und nur ausnahmsweise um Mergel-Sandsteingebirge (Monti della Laga). Die Rasen auf felsigen Karbonatsubstraten gehören verschiedenen Gesellschaften der Ordnung *Seslerietalia tenuifoliae* an, die der Mergel-Sandsteinsubstrate zur Ordnung *Nardetalia*.

Diese Vegetationseinheiten sind mit Ausnahme weniger Wintersportorte gut erhalten und liegen in verschiedenen Nationalparks, die ihren Schutz gewährleisten.

3.3 Inneralpische Kiefernwälder (Einheit K1)

Es handelt sich um Wälder der inneralpiner Trockentäler mit Steppenpflanzen, die zum Verband *Ononido-Pinion* gehören; im Vinschgau (Zentralalpen) gehören diese Kiefernwälder zur Gesellschaft *Astragalo-Pinetum*; diese bildeten ursprünglich einen geschlossenen Gürtel an den Südhängen, der heute in – manchmal ziemlich ausgedehnte – isolierte Bestände, unterbrochen von Trockenrasen-Weidegebieten (*Stipo-Poion xerophilae*), aufgesplittet ist (PEDROTTI et al. 1974). Einige dieser Kiefern-Trockenwälder sind im Stilfserjoch-Nationalpark noch gut erhalten, wo sie sich teilweise im

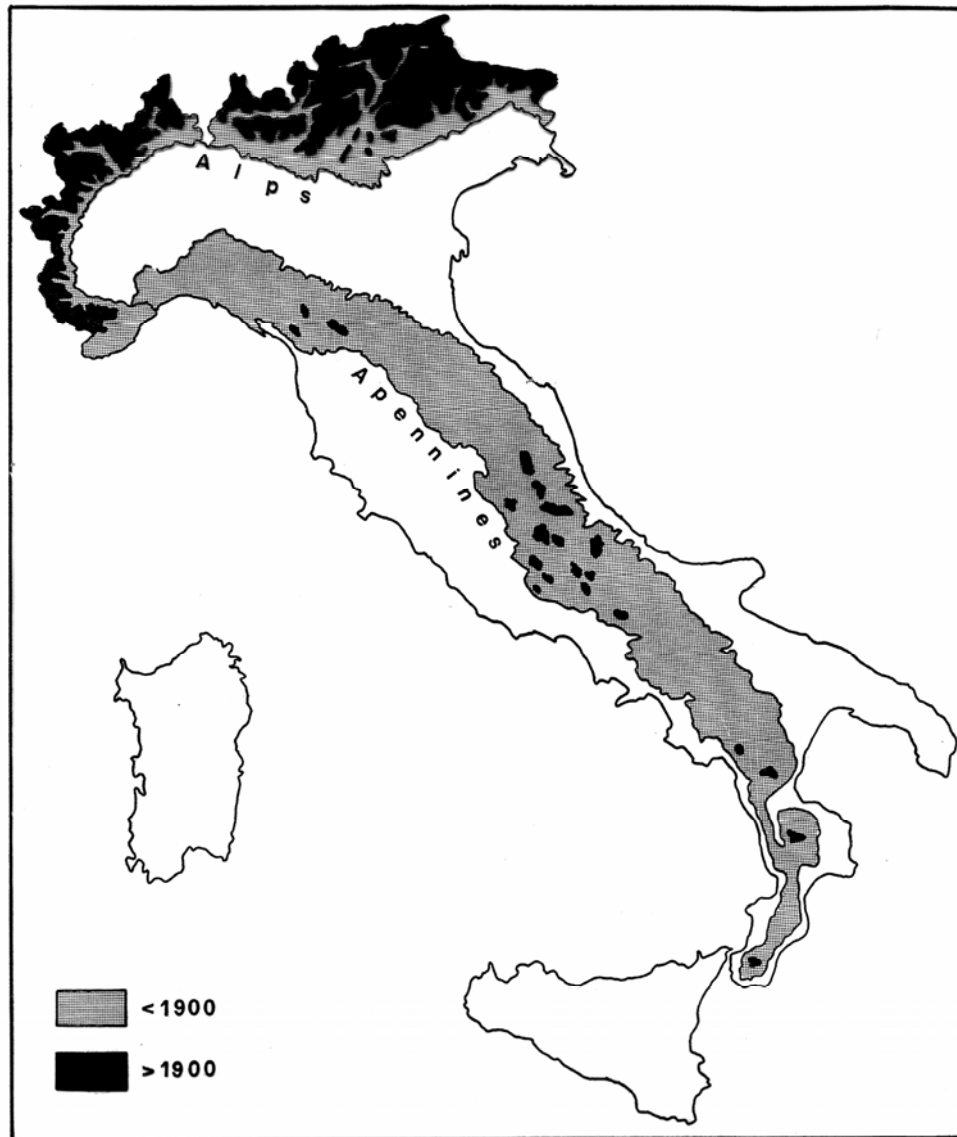


Abb. 1: Hochlagen über 1900 m NN (schwarz) in den italienischen Alpen (Einheiten A5, B43, B44) und Apenninen (Einheiten B51, B52, vom Nordapennin bis Monte Pollino) (aus PEDROTTI & GAFTA 2003).

Fluktuationsstadium sensu FALINSKI (1986) befinden; hier liegt der “locus classicus”, wo BRAUN-BLANQUET (1961) die Gesellschaft *Astragalo-Pinetum* beschrieben hat (Abb. 2).

3.4 Vegetation der Poebene (Einheit F45)

In der Poebene wurde die natürliche Waldvegetation fast vollständig beseitigt, um Anbauflächen für die Landwirtschaft zu schaffen. Die vorherrschende natürliche Vegetation der Poebene gehört den Verbänden *Carpinion* und *Alno-Ulmion* an. (Sie ist heute auf wenige Fragmente zurückgedrängt, die jeweils nur wenige Hektar einnehmen und zum Teil in Naturreservaten geschützt sind (z. B. Trino Vercellese in der Region Piemonte und Bosco Fontana in der Region Lombardia).

3.5 Traubeneichen-Zerreichenmischwälder in Mittelitalien (Einheit G13)

Die Traubeneiche (*Quercus petraea*) ist heute in Mittelitalien sehr selten und tritt fast ausschließlich auf sauren Substraten auf; in Umbrien und der Toskana bildet sie die Gesellschaft *Hieracio racemosi-*

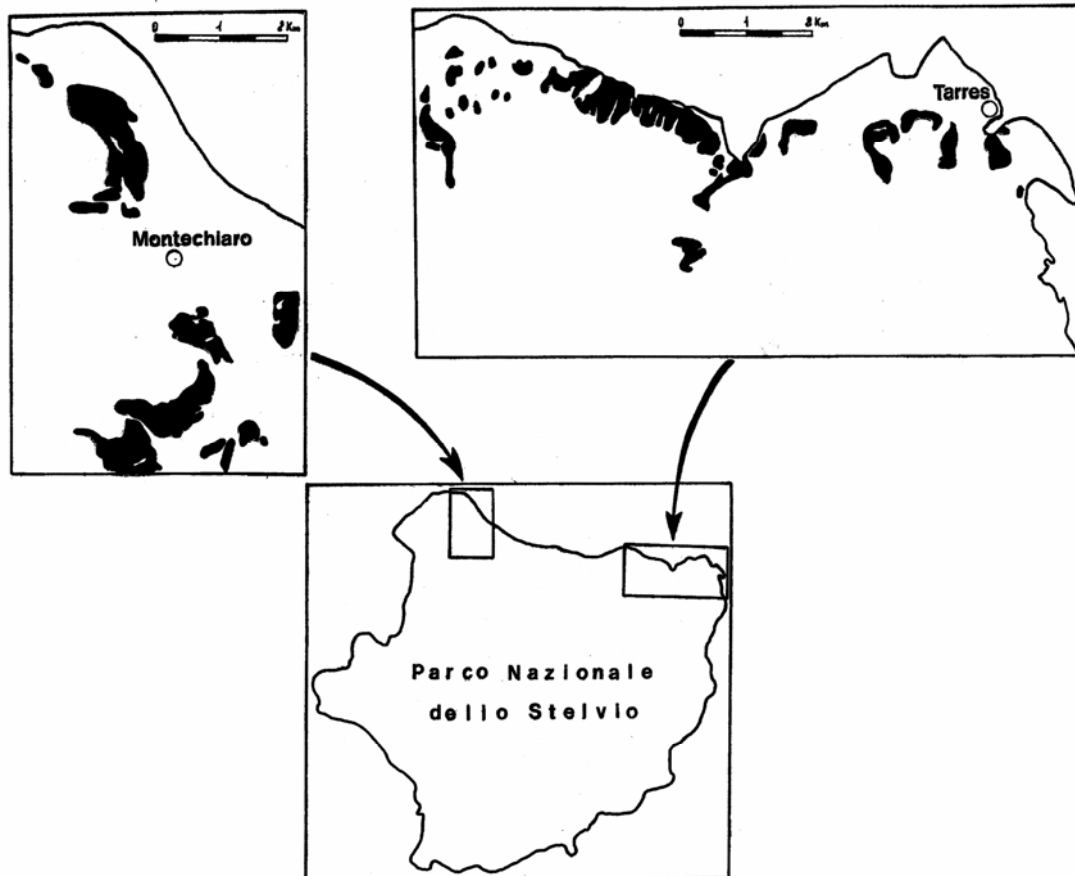


Abb. 2: Verbreitung der inneralpischen Kiefernwälder (*Astragalo-Pinetum*, Einheit K1), Stilsferjoch-Nationalpark, Norditalien (aus PEDROTTI et. al. 1974).

Quercetum petraeae, deren Bestände hier in Form von Niederwäldern in einem zersplitterten Areal vorkommen; dies belegt auch die Vegetationskarte, die das Hügelland um das Becken des Trasimenischen Sees umfaßt. Dieses Gebiet ist geobotanisch äußerst interessant, denn an den Rändern und auf Lichtungen der bodensauren Eichenwälder kommen die südlichsten Heidebestände mit *Calluna vulgaris* in Italien vor; sie gehören zur Gesellschaft *Tuberario lignosae-Callunetum*. Das *Hieracio racemosi-Quercetum petraeae* ist auch im Becken von Gubbio in Verbindung mit Heiden des *Danthonio-Callunetum* zu finden, allerdings auch hier nur in wenigen zerstreuten Beständen (Abb. 3). Bis heute gibt es jedoch trotz zahlreicher Vorschläge noch kein Schutzgebiet mit dieser besondern Vegetation.

3.6 Buchenwälder des Apennin (Einheiten F146 und F148)

Die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) ist oberhalb von 1000 m in der gesamten Kette des Apennin verbreitet, bildet dort jedoch aufgrund des zertalten Reliefs keinen zusammenhängenden Gürtel. Die Buchenwälder des nördlichen und Zentralapennins gehören zum Verband *Geranio nodosi-Fagion*, jene des südlichen Apennins zum Verband *Geranio striati-Fagion*. Der Erhaltungszustand der Buchenwälder des Apennins ist recht unterschiedlich. Die Buchenwälder wurden sowohl an ihrer unteren als auch ihrer oberen Verbreitungsgrenze mehr oder weniger stark dezimiert, um Weideland zu gewinnen, was zum Beispiel in der gesamten Kette der Sibillinischen Berge zu beobachten ist (vgl. Abb. 4). Es gibt jedoch auch große total entwaldete Gebiete, wo der Buchenwald heute vollständig

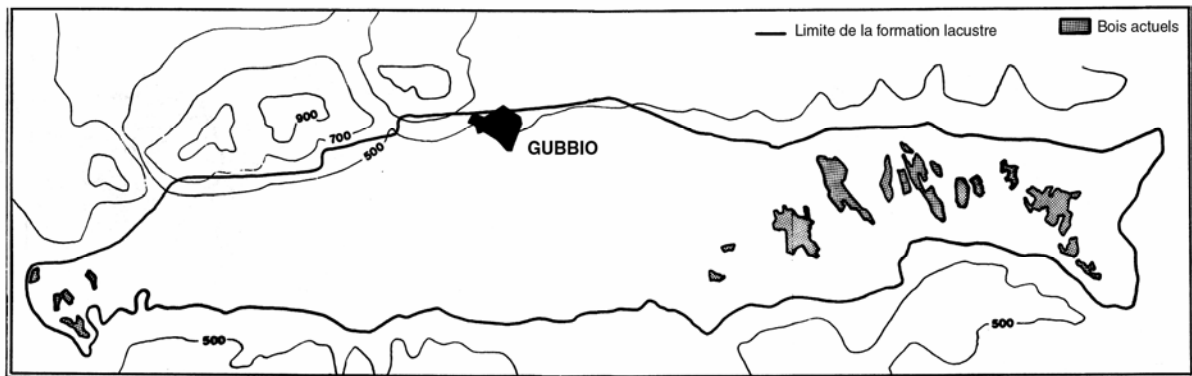


Abb. 3: Reste von Traubeneichen-Zerreichenmischwäldern (*Hieracio racemosi-Quercetum petraeae*, Einheit G13) im Becken von Gubbio, Mittelitalien (aus PEDROTTI et al. 1982).

verschwunden ist oder nur noch in wenigen isolierten und kleinflächigen Beständen vorkommt, so im Karstbecken des Pian Grande in den Sibyllinischen Bergen. Außerdem kommen nur noch wenige Buchenhochwälder vor, überwiegend handelt es sich um junge oder alte Niederwälder. Der Natürlichkeitsgrad der Buchenwälder im Apennin ist weithin ziemlich niedrig; ein Großteil der Bestände befindet sich im Regenerationsstadium (PEDROTTI & MANZI 1994; CANULLO & PEDROTTI 1993).

Die Buchenwälder des Apennin sind in vielen Nationalparks vertreten, so in den Casentinischen Wäldern (ausgedehnte, zum Teil hochstämmige Buchenwälder; in diesem Nationalpark befindet sich auch der Wald „Sassofratino“, eines der seltenen Beispiele für Urwälder im Apennin), in den Sibyllinischen Bergen (überwiegend als Niederwald bewirtschaftete Buchenwälder, nur wenig Hochwald sowie ausgedehnte waldfreie Flächen), im Bereich Gran Sasso – Laga (sehr ausgedehnte Buchenwälder, überalterter Niederwald, wenige Hochwälder auf dem Laga, noch weniger auf dem Gran Sasso), am Maiella (vorwiegend Niederwälder), in den Abruzzen (sehr ausgedehnte naturnahe Buchenwälder mit einzelnen Urwaldbeständen), am Monte Pollino, Sila und Aspromonte (ziemlich ausgedehnte Buchenwälder), am Gargano (die Foresta Umbra ist ein großer, hochstämmiger Buchenwald, teilweise im Fluktuationsstadium sensu FALINSKI (1986) , im Bosco Quarto befinden sich dagegen ausgezeichnet erhaltene Buchenwälder, FALINSKI & PEDROTTI 1990).

3.7 Panzerföhrenwälder (Einheit K6)

Panzerföhrenwälder (*Pinus heldreichii*) gibt es in Italien nur im südlichen Apennin auf dem Monte Pollino, sowie ein bescheidenes Vorkommen auf dem Monte La Spina. In beiden Gebieten kommen sowohl jahrhundertealte Exemplare von *Pinus heldreichii* als auch ziemlich gut erhaltene Panzerföhrenwälder vor; alle befinden sich im Nationalpark Monte Pollino.

3.8 Auenwälder (Einheiten U15, U18 und U37)

Die Vegetation der Auenwälder nimmt in Italien von Natur aus nur eine geringe Fläche ein, wobei Weidenwälder der Verbände *Salicion elaeagni* und *Salicion albae* vorherrschen (PEDROTTI & GAFTA 1996); nur in Ausnahmefällen gehören zur natürlichen Ufervegetation der Flüsse in der Ebene noch Streifen mit Wäldern des *Populion albae* und *Alno-Ulmion*; in den Gebirgsabschnitten der Flüsse ist hingegen sowohl in den Alpen wie auch im Apennin der Verband *Alno-Ulmion* weit verbreitet.

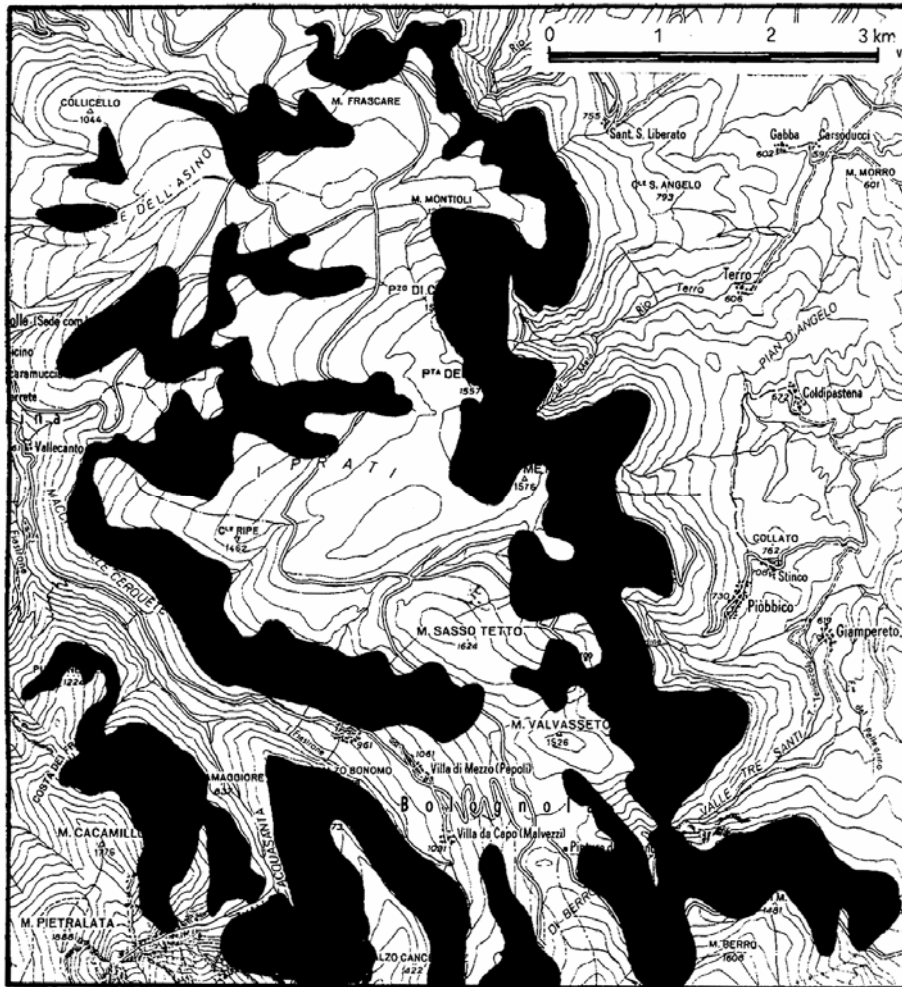


Abb. 4: Aktuelle Verbreitung der Buchenwälder (Einheit F146) im Nordteil der Monti Sibillini, Mittelitalien (aus PEDROTTI 1999).

An den beiden größten Flüssen Italiens, dem Po und dem Tiber, beschränkt sich die Ufervegetation auf Weidenwälder (*Salicion albae*), an die sich gelegentlich schmale Streifen von *Populion albae*-Wäldern anschließen.

Auch um die Bedeutung ihrer Erhaltung hervorzuheben, beschreiben wir nachfolgend kurz die Vegetationsabfolge in einigen Gebieten, in denen die Ufervegetation noch ziemlich gut erhalten ist: Ticino-Tal, Mesola, S. Rossore, Torre Fantine, Flüsse Cervaro, Ofanto, Basento, Bradano, Sinni, Sele di Persano und Cassibile.

Im Ticino-Tal (Piemont/Lombardei) sind auch heute noch großflächige Uferwälder zu finden, die insgesamt zur Gesellschaft *Polygonato multiflori-Quercetum roboris* gehören; alle Bestände liegen innerhalb des Regionalparks Ticino-Tal.

Im Wald von San Rossore (Toskana) besteht die Ufervegetation aus Stieleichenwäldern (*Quercus robur*) der Gesellschaft *Fraxino-Quercetum roboris* und Eschenwäldern (*Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa*) der Gesellschaft *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae*. Der gesamte von den Uferwäldern besiedelte Bereich gehört zum Regionalpark San Rossore.

Der Wald von Torre Fantine am Fluß Saccione (Apulien) enthält einige sehr schöne Uferstreifen mit Beständen des *Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae*, die jedoch bis heute nicht unter Schutz stehen.

Die Auenwälder an den Flüssen Cervaro (Apulien), Ofanto (Apulien), Bradano (Basilikata), Basento (Basilikata) und Sinni (Basilikata) haben große Naturschutz-Bedeutung, denn sie enthalten Hochwaldbestände des *Populetum albae* und des *Roso sempervirentis-Populetum nigrae*. Diese sind jedoch bis heute nicht durch Schutzgebiete gesichert.

Die Auenwälder des Flusses Sele di Persano (Kampanien) sind aufgrund der ausgedehnten Pappelhaine (*Populetum albae*) ebenfalls von großem Interesse, vor allem aber wegen der Mischwälder mit Lorbeer (*Laurus nobilis*) und Esche (*Fraxinus oxycarpa*), drunter einigen hundertjährigen Exemplaren (*Lauro-Fraxinetum oxycarpae*); auch diese sind jedoch noch nicht ausreichend geschützt.

Besonders zu erwähnen sind schließlich noch die Platanenwälder (*Platanus orientalis*) auf Sizilien mit den Gesellschaften *Salici pedicellatae-Platanetum orientalis* am Fluß Cassibile und *Salici gussonei-Platanetum orientalis* am Fluß Alcantara.

In den Tälern der Gebirge (Alpen, nördlicher Apennin) sind Grauerlenwälder (*Alnetum incanae*) weit verbreitet, ferner Schwarzerlenwälder (*Alnus glutinosa*), im Apennin mit den Gesellschaften *Aroitalici-Alnetum glutinosae* (Zentralapennin), *Hyperico hircini-Alnetum glutinosae* und *Euphorbio coralloidis-Alnetum glutinosae* (südlicher Apennin) sowie *Oenanthro crocatae-Alnetum glutinosae* und *Glechomo sardoae-Alnetum glutinosae* in Sardinien; im südlichen Apennin bildet die Neapolitanische Erle (*Alnus cordata*) Auenwälder der Gesellschaft *Arisaro proboscidei-Alnetum cordatae*.

3.9 Erlenbruch- und -sumpfwälder (Einheiten T1 und T2)

Bruchwälder sind in Italien bis auf winzige Restbestände fast vollständig verschwunden, diese haben jedoch unter pflanzengeographischen und pflanzensoziologischen Gesichtspunkten große Bedeutung. In der eurosibirischen Region gibt es einzelne Bestände des *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* in der Poebene; die bedeutendsten befinden sich in Schutzgebieten wie dem Naturpark Ticino-Tal; in kleinflächigen Sumpfbereichen einiger Täler der Trentiner Alpen finden sich außerdem Bestände der Gesellschaft *Thelypteridi-Alnetum glutinosae*, die alle innerhalb von Schutzgebieten liegen (geschützte Biotope der Autonomen Provinz Trient).

Für die mediterrane Region wurde die Gesellschaft *Hydrocotylo-Alnetum glutinosae* beschrieben, die nur von zwei Orten bekannt ist: im Wald San Rossore in der Toskana und am Sabaudia-See in Latium. In San Rossore ist die Gesellschaft wegen der Geländemorphologie von Natur aus kleinflächig gestreut, am Sabaudia-See gibt es nur ein einziges Vorkommen. San Rossore gehört zum gleichnamigen Naturpark, während sich der Sabaudia-See im Nationalpark Circeo befindet.

In der mediterranen Region ist ferner ein äußerst seltener Sumpfeschenwald mit *Fraxinus oxycarpa* zu finden; die Gesellschaft *Cladio-Fraxinetum oxycarpae* ist nur von zwei Orten bekannt, dem Mesolawald im Podelta (Emilia-Romagna), einem staatlichen Naturreservat, und am Sabaudia-See im Nationalpark Circeo.

3.10 Mediterrane Vegetation (Einheiten J17, J18, J19, J21; J48)

Die mediterrane Vegetation ist in Italien in einem schmalen Streifen entlang der Küsten und auf den großen Inseln Sizilien und Sardinien verbreitet. Sie umfaßt verschiedene Gesellschaften aus immergrünen Hartlaubgewächsen, mit vorherrschend *Olea oleaster*, *Pistacia lentiscus*, *Pinus halepensis* und mediterranen Wacholderbüschen (*Juniperus phoenicea* und *J. macrocarpa*) in der thermomediterranen Stufe und *Quercus ilex* in der mesomediterranen Stufe.

Die alte „*Sylva mediterranea*“ ist heute vorwiegend auf die „Macchie“ beschränkt, jedoch findet man auch schöne Hochwälder mit *Pinus halepensis* in Apulien (*Pistacio lentisci-Pinetum halepensis*) und mit *Quercus ilex* auf Sardinien und auf dem Supramonte von Orgosolo (Gesellschaft des *Aceri monspessulani-Quercetum ilicis*); einige Bestände sind als primär zu betrachten und daher von großem ökologischen Interesse. Bezüglich dieser Steineichenwäldern äußern sich ARRIGONI & DI TOMMASO (1990), daß „diese Gebirgs-Steineichenwälder aufgrund ihrer Charakteristika in Bezug auf Waldstruktur und Pflanzenbestand einen einzigartigen Aspekt eines hoch entwickelten mediterranen Ökosystems darstellen“.

Mediterrane Vegetation findet sich außerdem in den Nationalparks Gargano (Aleppokiefernwälder und Steineichenwälder der Assoziation *Ostryo-Quercetum ilicis* als Niederwald), Vesuv, Monte Circeo und des toskanischen Archipels (verschiedene Formen mediterraner Macchie). Zu erwähnen sind außerdem der Regionalpark Monte Conero (*Orno-Quercetum ilicis* als Niederwald), der Regionalpark Monti dell’Uccelina (*Viburno-Quercetum ilicis*, hier auch als Hochwald) und einige andere Naturreserve.

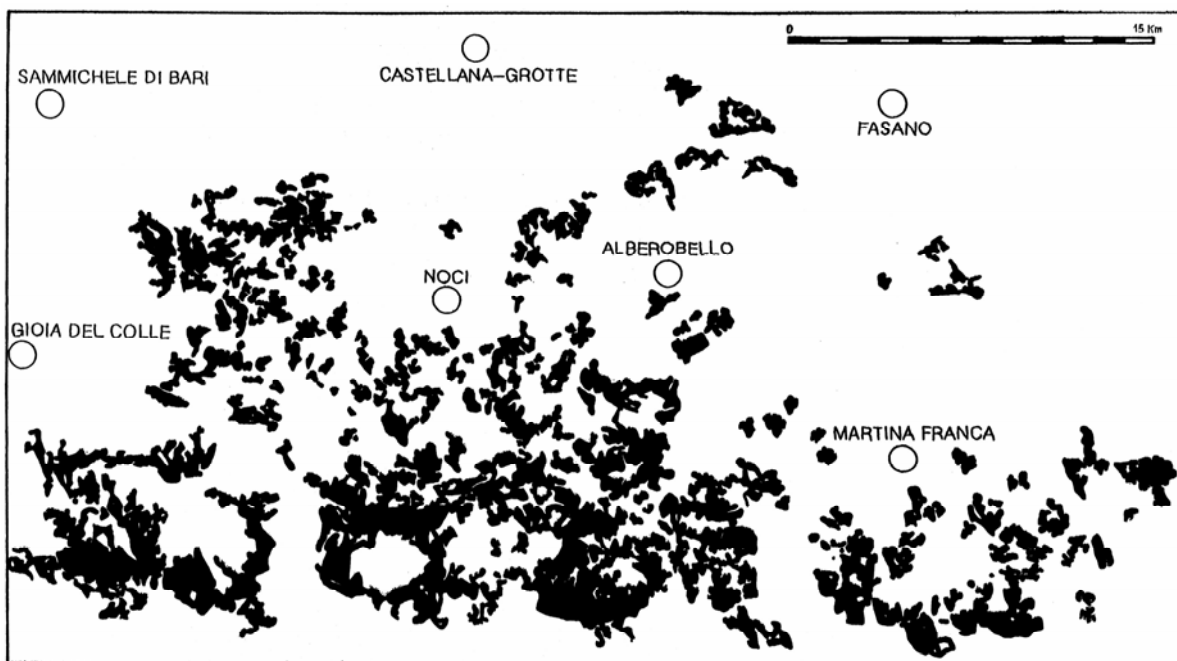


Abb. 5: Aufsplitterung der vormals geschlossenen *Quercus trojana*-Wälder (*Euphorbio apii-Quercetum trojanae*) in kleine, isolierte Bestände, Puglia, Süditalien (aus BASSANI & CLEMENTI 1988).

3.11 *Quercus trojana*-Wälder (Einheit G63)

Quercus trojana ist in Italien auf das Gebiet der Murge in Apulien und einige Erhebungen in der Basilikata beschränkt (FRANCINI-CORTI 1966, 1967). Diese Gebiete sind schon seit langer Zeit starkem menschlichem Einfluß ausgesetzt. Heute sind nur noch Restbestände dieser Wälder erhalten (BASSANI & CLEMENTI 1988), die in einem fast vollständig landwirtschaftlich genutzten Gebiet liegen und fast immer von Trockensteinmauern umschlossen sind. Die Vegetation der *Quercus trojana*-Wälder (nach BIANCO et al. 1998 *Euphorbio apii-Quercetum trojanae*) war im Laufe der Jahrhunderte folgenden Einwirkungen ausgesetzt: Verkleinerung des ursprünglichen Areal und Aufsplitterung in sehr kleine Bestände (Abb. 5); der gegenwärtige Waldbestand ist überwiegend Niederwald,

ausgenommen ein hochstämmiger Bestand von etwa 20 ha mit wunderschönen großen Eichen. Alle *Quercus trojana*-Wälder werden als Weideland für Haustiere genutzt, daher entwickeln sich im Unterwuchs vielfach nitrophile und Ruderalarten sowie Sträucher (Degenerationsprozeß). Einige *Quercus trojana*-Wälder befinden sich innerhalb des Naturreservats der östlichen Murge.

4 **Schlußbetrachtungen**

Die obigen Ausführungen belegen, daß sich die natürliche Vegetation in großen Teilen Italiens als Folge menschlicher Tätigkeit in einem **kritischen** Zustand befindet. Insbesondere ist auf folgendes hinzuweisen:

- Die natürliche Vegetation wurde auf etwa zwei Dritteln der italienischen Landfläche beseitigt;
- das reale Verbreitungsgebiet einiger Vegetationstypen wurde durch Veränderung der Umweltbedingungen drastisch verkleinert; so sind Bestände von Waldgesellschaften der Tiefebene und bestimmten Auenwaldtypen heute äußerst selten geworden;
- die Standorte einiger Gesellschaften wurden tiefgreifend verändert oder vollständig zerstört (z. B. See- und Flußufer, Sümpfe, Torfmoore, Heiden), so daß sich ihre Bestände drastisch verringerten oder ganz verschwanden;
- die Vegetation der Sanddünen wurde durch den Badetourismus stark beeinträchtigt oder örtlich ganz vernichtet;
- Bereiche mit natürlicher Vegetation werden durch Waldrodung und Ausweitung der menschlichen Nutzung weiter zerstückelt;
- einige Gesellschaften degenerieren infolge des Verschwindens der Charakterarten und des Eindringens von kosmopolitischen Arten, die nicht zur spezifischen Artenkombination gehören. GAFTA (1994, 1996) stellte in Bezug auf die Tannenwälder des Trentino fest, daß die Vorkommen charakteristischer Arten in manchen Waldbeständen stark zurückgegangen oder ganz verschwunden sind und kosmopolitische Spezies sowie Fremdarten stark zugenommen haben bzw. zur Dominanz gelangt sind;
- viele Waldgesellschaften degenerieren aufgrund des Verlustes der natürlichen Struktur sowie durch Entwaldung und Umwandlung in Niederwald mit der Folge des Rückgangs des Natürlichkeitsgrades; nach dem Nationalen Waldinventar (MINISTERO AGRICOLTURA FORESTE 1988) beträgt die von Wald bedeckte Fläche in Italien 3.447.200 ha, davon sind 907.200 ha Hochwald und 2.538.000 ha Niederwald; Hochwald nimmt demnach nur 20,7 % der Gesamtfläche ein, Niederwald dagegen 52,6 %.

Demgegenüber sind folgende **positive** Aspekte zu erwähnen:

- Die natürliche Vegetation Italiens weist eine hohe Biodiversität auf, und sie hat deshalb eine große pflanzengeographische, phytozönotische und ökologische Bedeutung;
- in von der Landwirtschaft aufgelassenen Gebieten bilden sich neue Sekundär-Wälder; dieser Prozeß wird in Italien jedoch aus wirtschaftlichen und landschaftsästhetischen Gründen nicht positiv bewertet; zumindest in Schutzgebieten müßte dieses Phänomen jedoch auf jeden Fall akzeptiert und gefördert werden;
- die Waldvegetation hat in den Gebirgsmassiven noch eine große Ausdehnung, auch wenn sie infolge wachsender Umweltveränderung immer mehr dezimiert und zerstückelt wird;
- in vielen Waldgebieten entstehen Regenerationsprozesse, die eine Neubildung von Wäldern mit hohem Natürlichkeitsgrad ermöglichen;

- einige Vegetationstypen kommen nur an bestimmten Orten vor, wie die *Pinus heldreichii*-Wälder auf dem Monte Pollino und die Hochgebirgsvegetation mit *Astragalus siculus* am Ätna; innerhalb der Schutzgebiete ist ihr Erhaltungszustand jedoch gut;
- es besteht ein umfassendes System an Nationalparks, Regionalparks und Naturschutzgebieten, das fast alle in Italien vorkommenden Vegetationstypen enthält; es muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß sich die meisten Nationalparke in der eurosibirischen Region befinden und nur wenige in der mediterranen Region. Diese Schutzgebiete stellen theoretisch eine gute Möglichkeit zur Erhaltung und Regeneration der natürlichen Waldvegetation dar, sofern dies erklärtes Schutzziel ist, was jedoch nicht immer der Fall ist;
- über das europäische Programm „Natura 2000“ werden zusätzliche Gebiete und Vegetationstypen unter Schutz gestellt, wodurch das Schutzgebietssystem vervollständigt wird (vgl. Defizite in Tabelle 2). Aus den oben genannten Gründen ist die Karte der natürlichen Vegetation Europas eine unverzichtbare und unersetzliche Grundlage für Programme und Maßnahmen zur Erhaltung, Pflege und Regeneration der natürlichen Vegetation Italiens.

Literatur

- BASSANI, P. & CLEMENTI, L. (1988): Boschi di fragno visti dal satellite. – *Umanesimo della pietra* 3: 3-6.
- BIANCO, P.; BRULLO, S.; MINISSALE, P.; SIGNORELLO P. & SPAMPINATO, G. (1998): Considerazioni fitosociologiche sui boschi a *Quercus trojana* della Puglia (Italia meridionale). – *St. Geobot.* 16: 33-38.
- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BRAUN-BLANQUET, J. (1961): Die inneralpine Trockenvegetation. – Stuttgart (Fischer).
- CANULLO, R. & PEDROTTI, F. (1993): The cartographic representation of the dynamical tendencies in the vegetation: a case study from the Abruzzo National Park, Italy. – *Oecologia Montana* 2: 13-18.
- FALINSKI, J.B. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. *Ecological studies in Bialowieza forests.* – *Geobotany* 8: 1-537.
- FALINSKI, J.B. & PEDROTTI, F. (1990): The vegetation and dynamical tendencies in the vegetation of Bosco Quarto, Promontorio del Gargano, Italy (maps in scale 1: 10,000 with comment). – *Braun-Blanquetia* 5: 1-31.
- FRANCINI-CORTI, E. (1966): Aspetti della vegetazione pugliese e contingente paleo-egeico meridionale della Puglia. – *Ann. Accad. Ital. Sc. For.* 15: 137-194.
- FRANCINI-CORTI, E. (1967): Problemi di fitogeografia della Puglia. – *Arch. Bot. Biogeogr. Ital.* XII(4): 195-225.
- GAFTA, D. (1994): Tipologia, sinecologia e sinorologia delle abetine nelle Alpi del Trentino. – *Braun-Blanquetia* 12: 1-69.
- GAFTA, D. (1996): Dégénération de quelques sapinières de l'ordre Fagetalia dans les Alpes du Trentin (Italie). – *Coll. Phytosoc.* XXIV: 181-186.
- MINISTERO AGRICOLTURA FORESTE (1988): Inventario forestale nazionale. – Trento (Temi).
- PEDROTTI, F. (1992): La vegetazione. In: Ministero dell'Ambiente, *Relazione sullo stato dell'Ambiente.* – Roma (Ist. Poligrafico e Zecca dello stato), p. 94-99.
- PEDROTTI, F. (1995) La vegetazione forestale italiana. – *Atti Convegni Lincei* 115: 39-78.

- PEDROTTI, F. (1996): Suddivisioni botaniche dell'Italia. – *Giorn. Bot. Ital.* 130(1): 214-225.
- PEDROTTI, F. (1999): Carta delle unità ambientali dei Monti Sibillini. – Firenze (Selca).
- PEDROTTI, F. & GAFTA, D. (1996): Ecologia delle foreste ripariali e paludose dell'Italia. – *L'Uomo e l'Ambiente* 23: 1-165.
- PEDROTTI, F. & GAFTA, D. (2003): The High Mountain Flora and vegetation of the Apennines and the Italian Alps. – In: NAGY, L.; GRABHERR, G.; KÖRNER, CH. & THOMPSON, D.B.A.: *Alpine Biodiversity in Europe*. – *Ecological Studies* 167: 73-84.
- PEDROTTI, F. & MANZI, F. (1994): La naturalità delle faggete appenniniche. *Economia montana*. – *Linea ecologica* 6: 13-16.
- PEDROTTI, F.; BALLELLI, S. & BIONDI, E. (1982): La végétation de l'ancien bassin lacustre de gubbio (Italie centrale). – *Doc. Phytos.* VI: 221-243.
- PEDROTTI, F.; ORSOMANDO, E. & CORTINI PEDROTTI, C. (1974): Carta della vegetazione del Parco Nazionale dell'Stelvio (Notizia esplicativa). – Bormio (Amministrazione, Parco Nazionale Stelvio).
- SULLI, C. & BERNINI, M. (1995): Primi riscontri ai criteri di gestione delle risorse forestali adottati nel Parco Nazionale d'Abruzzo. – *Coll. Phytosoc.* XXI: 373-378.

Anschrift des Autors:

Prof. Dr. Franco Pedrotti
Dipartimento di Botanica ed Ecologia
Via Pontoni 5
62032 Camerino
ITALIEN
E-Mail: franco.pedrotti@unicam.it

Tabelle 1: Verbreitungstypen, Erhaltungszustand und Vorkommen der Kartierungseinheiten in den Regionen Italiens.

Nr.	Einheit	V	E	FVG	VE	LO	PIE	LAZ	ABR	TA	TO	EM	CAL	VA	LIG	MOL	CAM	SIC	MAR	UMB	PUG	BAS	SAR	Anz
1	A5	2	1			*	*			*				*										4
2	B43	1	1		*	*	*			*				*										5
3	B44	1	1	*	*	*	*			*				*										6
4	B51	3	1						*			*							*					2
5	B52	3	1					*	*							*								4
6	C19	2	1	*	*	*	*			*				*										7
7	C20	2	1	*	*	*	*		*															4
8	C35	3	1						*		*	*												3
9	C36	4	1						*															1
10	D29	2	2		*	*	*			*				*										5
11	D35	2	2	*	*	*	*		*					*										4
12	F17	1	3		*	*	*							*										5
13	F45	1	4	*	*	*	*					*												5
14	F65	4	3	*																				1
15	F101	2	3			*	*							*										4
16	F121	4	3	*																				1
17	F141	2	3				*							*										2
18	F142	1	3	*	*	*	*			*														4
19	F146	1	2					*	*		*	*			*	*			*	*	*	*		9
20	F147	1	3					*																1
21	F148	1	3										*			*	*	*				*		5
22	F150	4	3	*																				1
23	G7	4	3	*																				1
24	G11	1	3				*	*			*	*			*				*	*	*			7
25	G12	1	3				*																	1
26	G13	1	3					*	*		*									*	*			3
27	G14	1	3					*	*				*	*		*	*	*					*	6

Nr.	Einheit	V	E	FVG	VE	LO	PIE	LAZ	ABR	TA	TO	EM	CAL	VA	LIG	MOL	CAM	SIC	MAR	UMB	PUG	BAS	SAR	Anz
28	G15	4	3															*						1
29	G40	3	3											*										1
30	G43	4	3																				*	1
31	G44	1	3			*	*	*	*			*			*	*	*			*				10
32	G48	1	3	*	*	*				*														4
33	G51	1	3	*	*											*								2
34	G52	1	3					*	*							*			*	*				5
35	G53	1	3						*				*			*	*	*			*	*		7
36	G63	4	3																		*			1
37	J17	1	3					*			*				*		*						*	5
38	J18	3	3					*	*										*	*				4
39	J19	1	3	*					*			*	*			*			*	*	*	*		8
40	J21	3	3										*				*	*				*		4
41	J28	3	3								*													1
42	J48	1	3					*			*		*		*		*	*			*	*	*	9
43	K1	3	2				*			*				*										3
44	K2	1	2							*														1
45	K3	3	2	*	*																			2
46	K6	5	2										*											1
47	K8	4	2	*																				1
48	K10	5	2						*															1
49	K12	4	2										*					*						2
50	N1	4	1																				*	1
51	N2	5	1															*						1
52	P11	1	4	*	*			*			*	*	*					*	*	*	*	*	*	10
53	P26	1	2								*										*		*	3
54	P27	4	2	*	*							*												3
55	R1	1	2																		*			1

Nr.	Einheit	V	E	FVG	VE	LO	PIE	LAZ	ABR	TA	TO	EM	CAL	VA	LIG	MOL	CAM	SIC	MAR	UMB	PUG	BAS	SAR	Anz
56	R3	1	3		*																			1
57	T1	3	4			*	*																	2
58	T2	3	4					*			*													2
59	U15	1	4	*	*		*			*		*												6
60	U18	1	4					*	*		*	*				*	*	*	*	*	*	*		10
61	U34	3	4					*			*						*							3
62	U37	3	2										*					*					*	3
Total				18	16	15	15	15	13	12	12	10	10	9	9	9	9	9	8	8	8	8	7	

Erläuterungen: V = Verbreitungstyp (1-2-3-4-5); E = Erhaltungszustand (1-2-3-4); Anz = Zahl der Regionen mit der Kartierungseinheit;

Total = Gesamtzahl der Kartierungseinheiten je Region

Regionen: Friuli-Venezia Giulia (FVG); Veneto (VE); Lombardia (LO); Piemonte (PIE); Lazio (LAZ); Abruzzo (ABR); Trentino-Alto Adige (TA); Toscana (TO); Emilia-Romagna (EM); Calabria (CAL); Val d'Aosta (VA); Liguria (LIG); Molise (MOL); Campania (CAM); Sicilia (SIC); Marche (MAR); Umbria (UMB); Puglia (PUG); Basilicata (BAS); Sardegna (SAR).

Application of the Map of the Natural Vegetation of Europe in Developing a Protected Areas Network in the Caucasus Ecoregion

Verwendung der Karte der natürlichen Vegetation Europas beim Aufbau eines Schutzgebietssystems in der Kaukasus-Ökoregion

NUGZAR ZAZANASHVILI

Abstract

The geographical distribution of existing protected areas in the Caucasus Ecoregion was compared with the Caucasus portion of the Map of the Natural Vegetation of Europe in order to obtain a general appraisal of the coverage, representativity and sufficiency of the region's Protected Areas network. Possible directions of its further development as well as priorities for the conservation of specific vegetation formations and units are provided.

Zusammenfassung

Die Kaukasus-Ökoregion umfaßt die Länder Georgien, Armenien, Aserbaidshan und den kaukasischen Teil Russlands. Sie zeichnet sich aufgrund der natürlichen Gegebenheiten durch Einzigartigkeit (u.a. wegen zahlreicher Relikte und Endemiten) und hohe Biodiversität aus. Zugleich ist sie seit Jahrtausenden bewohnt und stark durch menschliche Nutzung überformt, die sich in jüngster Zeit wegen der schwierigen wirtschaftlichen Lage verstärkt negativ auswirkt. Heute sind nur noch etwa 12% der natürlichen Biotope im ursprünglichen Zustand erhalten. Im Gebiet gibt es eine lange Naturschutztradition (1912 erstes NSG im Kaukasus), und derzeit (Jahr 2002) bestehen in der 440.000 km² umfassenden Region 40 strenge Naturschutzgebiete (NSG) und 6 Nationalparke (NP) mit insgesamt 13.122 km² (= 3%) Land(es)fläche. Unter Hilfestellung des WWF International wurde das bestehende Schutzgebietssystem für die gesamte Kaukasusregion hinsichtlich seiner Repräsentativität bezüglich natürlicher Ökosysteme überprüft und in der Planung erweitert. Als Grundlage und Bezugsbasis diente die digitalisierte Karte der natürlichen Vegetation Europas für den entsprechenden Gebietsausschnitt.

Die Ergebnisse der Analyse werden in zwei Karten sowie tabellarisch und textlich dargestellt. In Karte 1 sind die Vegetationseinheiten farbig gekennzeichnet, die zu weniger als 5% ihrer Fläche in Schutzgebieten vertreten sind. In Karte 2 ist einerseits die Verbreitung der strengen NSG und NP mit den darin vorkommenden Einheiten der natürlichen Vegetation wiedergegeben, andererseits 9 Gebietsausschnitte, in denen Schutzgebiete für die dortigen natürlichen Vegetationseinheiten unterrepräsentiert sind, wobei die Nutzungsintensität dort meist hoch ist. Alle in der Kaukasusregion vorkommenden 67 Kartierungseinheiten, ihre Flächenausdehnung und der jeweils unter Schutz stehende Flächenanteil werden in einer Tabelle aufgelistet. Für die einzelnen Formationen und Vegetationseinheiten sowie die in Karte 2 dargestellten Gebietsausschnitte werden Schutz(gebiets)defizite und dringend erforderliche Erhaltungsmaßnahmen aufgezeigt.

1 Introduction

The Caucasus is distinguished both by the uniqueness and the high level of its biodiversity. At the same time, the unique biodiversity of the Caucasus region is subjected to strong human impacts, which

pose a threat not only to individual species but also to the balance of ecosystems. The Caucasus has been identified as one of the Earth's 25 biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions, along with the Tropical Andes, Brazil's Atlantic Forest, Madagascar, the Mediterranean Basin, the Philippines and New Zealand (MITTERMAIER et al. 1999, ZAZANASHVILI et al. 1999, MYERS et al. 2000).

Humans have inhabited the Caucasus for thousands of years, impacting natural systems in many ways. During the last decade the countries of the Caucasus Ecoregion have been catapulted into severe economic crises, resulting in the expansion of illegal logging and trade in timber and other resources, the increasing dependence of local communities on firewood for fuel, and uncontrolled hunting. These pressures, coupled with oil and gas development, agriculture, and overgrazing, have led to the degradation of biodiversity in the Caucasus Ecoregion, leaving less than 12 percent of the region's natural habitats in their original state.

For the purpose of this article, the Caucasus Ecoregion denotes a total area of 440,000 km² including the nations of Armenia, Azerbaijan, and Georgia, in addition to the North Caucasus portion of the Russian Federation.

2 The system of protected areas in the Caucasus Ecoregion

There is a long tradition of nature conservation in the Caucasus. The first strict nature reserve in the region was created in 1912 in Lagodekhi Gorge on the southeastern slopes of the Great Caucasus Range in Georgia. Today, there are 40 strict nature reserves and 6 national parks conserving biodiversity in the Caucasus Ecoregion¹. This system of nature reserves protects a total land area of 13,122 km² or three percent of the Caucasus. An additional 2,116 km² of marine and lake habitat is strictly protected in reserves in the Ecoregion. If multi-use sanctuaries and protected forests (IUCN categories IV to VI) are added, then more than 12 percent of the Ecoregion is formally afforded some form of protection. Nevertheless, most of the reserves are too small and isolated to guarantee long-term biodiversity conservation, or their status of protection is insufficient to preserve the ecosystems within. Furthermore, violations of protected area regimes, such as poaching and grazing, are on the rise due to the economic crisis.

Management for biodiversity conservation is however only really effective in strict nature reserves and national parks, and sometimes in sanctuaries. Outside these reserves, the safety of natural ecosystems is more related to their inaccessibility (e.g., narrow gorges with steep slopes) and the level of infrastructure (e.g., absence of roads) than with their protection regimes. Generally, in these areas the protection regimes are insufficient to preserve the ecosystems within. Even most strict nature reserves and national parks are too small to guarantee long-term biodiversity conservation, and the protection regime is not always properly enforced.

Furthermore, the existing protected areas system is not entirely representative of the full range of biodiversity in the Ecoregion. Saving the unique ecosystems and endangered species of the Caucasus Ecoregion requires linking the protected areas through a system of corridors and stepping stones, and creating new protected areas where gaps exist. Most of the countries in the Caucasus Ecoregion have plans to set aside new territories for protection, but an Ecoregion approach is important for determining conservation needs and how to connect the existing territories on a larger scale. A

¹ According to the data for January 2002.

strategically-planned network of protected areas (Econet) for the Caucasus should incorporate strict nature reserves, national parks, and other areas of high conservation value (IUCN categories I and II) as large core areas or nodes, and use sanctuaries, protected forests, and other multiple-use areas (IUCN categories IV-VI) as stepping zones and corridors between the nodes (IUCN 1994).

3 Concept and methods

The Map of Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000/2003) depicts the basic ecosystem diversity of the Caucasus region. A preliminary small-scale spatial analysis of the vegetation formations and sub-formations/mapping units (as integrated components of the main ecosystems) in connection with the existing protected areas distribution creates the necessary stage for strategic planning of the regional Econet.

For analytical work cartographic information on geography of the Caucasus protected areas at different scales, and of varying quality and exactness has been used. For Georgia the most correct information compiled from the large-scale topographic maps has been incorporated with support of WWF Caucasus Programme Office. For Armenia information has been gathered from the National Report on Biodiversity (BALOYAN & SHASHIKYAN 1999), while for Azerbaijan, data were derived from the NATIONAL ENVIRONMENTAL ACTION PLAN (1998). The information for the Russian Federation is less exact, and has been compiled from different sources (SOKOLOV & SIROECHKOVSKI 1990; MAIN DEPARTMENT FOR GEODESY AND CARTOGRAPHY 1994, etc.; on Map 1 only Alania National Park is not reflected, information about which is not available). Due to the cartographic background conditions the estimated analysis error can be up to 8-10 %.

However, finding the results of the analyses interesting, we allowed ourselves to present the preliminary analyses.

For each formation the percent included in protected areas was calculated as an index value.

All cartographic information was elaborated by using GIS MapInfo 5.5.

4 Brief analysis

The Caucasus portion of the Map's Sheet 9 (BOHN et al. 2000/2003) includes 17 formations (A-D, F-H, K-P, R-U) and 67 mapping units.

For the analysis of representation of different types in the system of protected areas, an index value of 5 % of the area of a given formation/unit under protection was considered to be the minimum. If less than 5 % of a given formation/unit is protected this is considered insufficient for conservation purposes. Applying this criterion it becomes clear, that out of 17 formations, nine are not sufficiently represented (Map 2). This index is critical for 24 of the 67 units. One formation and 26 units are not represented in protected areas at all (Table 1).

Especially alarming are the indicators for the formations G and U. This latter, which is distinguished by its unique biodiversity and highly significant wildlife migration/corridor function, is threatened with extinction and calls for urgent measures for conservation. The conditions of formation H are no less alarming, where the unique, globally significant, relict Colchic and Hyrcanian mixed oak forests are concentrated. In the lowlands such forest types have in fact already been totally eliminated. Urgent measures should be taken for conservation of their remnants in the sub-montane zones.

Conservation indicators are not balanced even in those formations whose average index is relatively

high. Out of four alpine units indices of three are critical, and of seven subalpine units, four are critical. The indices of Talysh and Eastern Caucasus typical beech forests (F166, F164) are very low, and index values of oak forests are totally critical (only F169 is an exception). At the same time among the forest formations the oak forests are characterised by the highest levels of species diversity. Special attention should be focused on wetlands of the R formation. It is also clear that the formations of the Caucasus steppes and deserts deserve more attention. It would obviously be desirable to elaborate separate strategies for conservation of the Caucasus arid and semi-arid biomes, which could be implemented for instance under the umbrella of the desertification convention.

Spatial analyses do not reveal a satisfactory picture either. It is clear at the first sight of Map 1 that existing structure of the Caucasus protected areas is vividly asymmetrical. Large territories of protected areas are concentrated in western part of Great Caucasus. Six of the major protected areas are located here (Sochinsky and Prielbrusky National Parks, Pskhu-Gumista, Ritsa, Kavkazsky and Teberdinsky Nature Reserves), and their collective territories amount to 7,158 km², which is more than 50 % of total protected territory. Relatively large areas are indicated in squares on the maps, where, in terms of geographical structure of protected areas network, obvious spatial gaps can be noticed. In addition to geographical structure, the importance of areas for biodiversity as well as significance of wildlife migration are taken into consideration for identification of the gap areas/squares.

Area I covers the northwestern part of the Caucasus region. This is one of the important areas in the Caucasus in terms of wetland concentration and migrating bird routes, where there are several Ramsar sites. While planning for conservation, major attention should be paid to the units without any representation (0 percent). These include, as priorities: R1, R3, U21, P15, also F167, F164 and L7. The area is under strong human impact.

Area II is the least distinguished from the biodiversity viewpoint and it is the most developed agriculturally. Here U21, F168, L7, M1, M5, M13, M17, M18a, and P35 are not represented within the protected network. The area is under strong human impact.

Area III encompasses a most significant part of the northeastern Great Caucasus, which is distinguished by endemism connected with limestone, by peculiarities of mountain zonation and distribution of Caucasus endemic fauna. Here only unit F168 has zero representation, while the following units have less than 5 %: B57, C43, F164, F167 and N5. The area is under heavy human impact, aggravated by military conflicts.

Area IV runs across the western coast of the Caspian Sea, being distinguished by wetlands and vegetation diversity of sandy habitats, and also by special wildlife diversity. The area coincides with a significant bird migrating route. Here, in order of priority, R3, P31, F171 and M18 have zero representation, while the following units have less than 5 %: F164, G62, M18a, O7 and O9. The area is under strong human impact.

Area V includes the eastern part of the southwestern Great Caucasus, which is distinguished by Colchic relict/endemic species diversity as well as by large forest areas and Caucasian endemic fauna. Units with less than 5 % here are C42 and H1 and these are the units (subalpine and sub-montane) that are distinguished by the highest level of vegetation diversity. The area is under heavy human impact. less than 5 %. Rare forests are under strong human impact.

Table 1: Conservation proportion of the Caucasus vegetation formations/units by Strict Nature Reserves and National Parks based on the Map of the Natural Vegetation of Europe (scale 1:2,500,000).

Code	Formation/Mapping Unit	Area in the Caucasus (km ²)	Protected territory (%)
A	Subnival-nival vegetation of high mountains	985	44,7 (?)
A6	Caucasian open vegetation of lichens and mosses	985	44,7
B	Alpine vegetation	13,660	11,2
B56	West Caucasian alpine grasslands etc.	5,780	25,5
B57	East Caucasian	5,930	0,4
B58	North Low Caucasian	1,500	1,4
B59	South Low Caucasian	450	0
C	Subalpine vegetation	38,070	5,6
C41	Northwest Caucasian krummholz etc.	4,030	26,0
C42	Southwest Caucasian	4,260	3,4
C43	Northeast Caucasian	15,990	2,7
C44	Southeast Caucasian	4,590	5,7
C45	West Low Caucasian	1,140	12,7
C46	East Low Caucasian	6,690	1,4
C47	South Low Caucasian open woodlands etc.	1,370	0
D	Mesophytic and hygromesophytic coniferous and mixed forests	13,000	14,3
D32	West Caucasian fir, spruce-fir and beech-fir forests with evergreen understorey	6,150	23,4
D33	Caucasian fir, spruce-fir and beech-fir forests without evergreen understorey	3,940	6,0
D64	Caucasian pine forests	2,910	6,3
F	Mesophytic deciduous broad-leaved and mixed forests	102,760	3,5
F163	East Euxinian-Caucasian oriental beech forests with evergreen understorey	7,530	9,6
F164	Caucasian oriental beech forests without evergreen understorey	24,470	4,3
F165	East Caucasian submontane/montane hornbeam-maple-oriental beech forests	700	6,4
F166	Oriental beech forests of Talysh mountains	510	3,1
F167	Crimean-North Caucasian sessile oak forests	10,800	4,2
F168	North Caucasian pedunculate oak and hornbeam-oak forests	16,670	0
F169	East Euxinian oak and hornbeam-oak forests	8,300	11,3
F170	Transcaucasian oak forests	27,820	0,8
F171	East Caucasian oak forests	820	0
F172	East Transcaucasian altimontane oak forests	5,140	3,0
G	Thermophilous mixed deciduous broad-leaved forests	1,200	0
G61	Crimean-West Caucasian oriental hornbeam-downy oak forests	980	0
G62	Dagestanian downy oak forests	220	0
H	Hygro-thermophilous mixed deciduous broad-leaved forests	7,800	1,6
H1	Colchic lowland to submontane oak forests	5,540	2,1
H2	Hyrceanian lowland to submontane oak forests	1,450	0,5
H3	Hyrceanian colline to montane oak forests	810	0
K	Xerophytic coniferous forests, woodlands and scrub	1,655	6,6
K24	West Caucasian <i>Pinus pityusa</i> -forests	45	20,0
K33	Transcaucasian colline-montane open juniper woodlands	1,610	6,2
L	Forest steppes and dry grasslands	24,950	0,2
L7	West Caucasian meadow steppes	14,970	0
L8	North Caucasian meadow steppes	9,980	0,4
M	Steppes	158,890	1,4
M1	West and central Pontic lowland-colline herb-rich grass	49,470	0

Code	Formation/Mapping Unit	Area in the Caucasus (km ²)	Protected territory (%)
	steppes		
M4	Transcaucasian altimontane herb-grass steppes	5,890	2.1
M5	West and central Pontic lowland-colline herb-grass steppes	15,480	0
M11	Pre- and Transcaucasian montane <i>Stipa</i> -steppes	31,900	6.6
M13	Central Pontic grass steppes	21,190	0
M13a	– in combination with vegetation on solonetz soils	3,540	0
M16	West and central Pontic desert steppes	2,020	0
M17	Northwest Caspian psammophytic desert steppes	6,480	0
M18a	Northwest Caspian desert steppes on solonetz soils	20,780	0
M21	North Caspian halophytic desert steppes	2,140	0
N	Oreoxerophytic vegetation	6,220	2.6
N5	Greater Caucasian thorn-cushion communities	2,470	2.2
N6	East Transcaucasian thorn-cushion vegetation and tomillares	470	0.06
N7	South Transcaucasian thorn-cushion vegetation and tomillares	2,760	3.8
N8	Talysh thorn-cushion vegetation	520	0
O	Deserts	43,940	0.7
O4b	var. of Caspian hemipsammophytic grass-wormwood deserts	1,290	0
O5b	var. of Caspian psammophytic wormwood desert series	1,250	0
O6c	var. of Caspian psammophytic shrub-wormwood desert series	3,380	0
O7	East Transcaucasian wormwood deserts	18,090	0.7
O8	East Transcaucasian <i>Salsola</i> -deserts	3,540	0.7
O9	East Transcaucasian halophytic <i>Salsola dendroides</i> - deserts	14,320	0.8
O10	East Transcaucasian halophytic wormwood deserts	2,070	3.4
P	Coastal vegetation and inland halophytic vegetation	10,650	3.2
P15	West to central Pontic sand-dune vegetation complexes	150	0
P16	West Caspian sand-dune vegetation complexes	2,370	8.2
P31	North Caspian halophytic vegetation	3,530	0
P35	North Caspian halophytic vegetation on solonchak	980	0
P36	East Transcaucasian halophytic vegetation on solonchak	3,620	4.1
R	Tall Reed vegetation and tall sedge swamps, aquatic vegetation	12,110	1.4
R1	Freshwater tall reed swamps	4,690	3.6
R2	Shallow water vegetation complexes	3,290	0
R3	Brackish water tall reed swamps alternating with salt meadows	4,130	0
S	Mires	90	6.7
S26	Colchic herb-rich tall sedge fens and Sphagnum-mires	90	6.7
T	Swamp and fen forests	770	23.4
T3	Colchic alder carrs in combination with alluvial forests	770	23.4
U	Vegetation of flood-plains	12,860	0.2
U21	Pre-Caucasian hardwood alluvial forests	10,560	0
U22	Transcaucasian hardwood alluvial forests	2,300	1.1
Total/Average		449,610	3.0

Area VI is a special concentration area for Colchic relicts and endemics (among them the local endemics *Epigaea gaultherioides*, *Rhododendron ungeronii*, *Rh. smirnowii*, *Betula medwediewii*, etc.). The area is rich in forests, and is significant in terms of the Lesser Caucasus wildlife corridor and for the perspectives of development of transborder conservation. There are no units with indicator values

Area VII covers a big part of Javakheti-Armenian uplands and part of the River Arax Gorge. The area is significant for mountain wetlands and diversity of high mountain and xerophytic/hemi-xerophytic vegetation, as well as for corresponding fauna diversity. The area coincides with one of the bird

migrating routes lying across the Caucasus. B58, C46, F164, F172, M4, O7, O8 and P36 have less than 5 % of their territory in protected areas. The area is under strong human impact.

Area VIII encompasses the extreme southern, arid part of the Caucasus. It is distinguished by the diversity of high mountain vegetation, xerophytes and its large mammal fauna. Here B59 and C47 have zero representation, while units with less than 5 % representation are F170, F172 and O7. Recent data on human impact are not available.

Area IX covers the area of the Talysh Mountains' part of Hyrcanian refugia. Almost all units are characteristic of the lowest index value: H2, H3, F166, F170, N8. The area suffers from serious human impact.²

5 Conclusions

It is clear from the preliminary and rather approximate analyses that the Caucasus Protected Areas network calls for improvement.

Planning of the Econet by considering all necessary parameters (the implementation of which has been already attempted by WWF) is rather time-consuming and requires much financial support. But until these plans have been implemented, it is obvious that urgent measures should be carried out for conservation of the following natural habitats and areas.

(a) Measures should be taken throughout the Caucasus for surviving floodplain forest (formation U) remnants.

(b) Special attention should be focused to the survival of oak forests in the Caucasus. Furthermore, urgent measures should be taken for surviving formations H and G remnants, as well as for expanding the protection of units F166-F168, F170-F172. While prioritising the oak forest conservation needs, the Areas IX, III, VII and VIII should be also considered.

(c) Protection of all three units of formation R should be given priority; also special attention should be focused on the Areas I and IV.

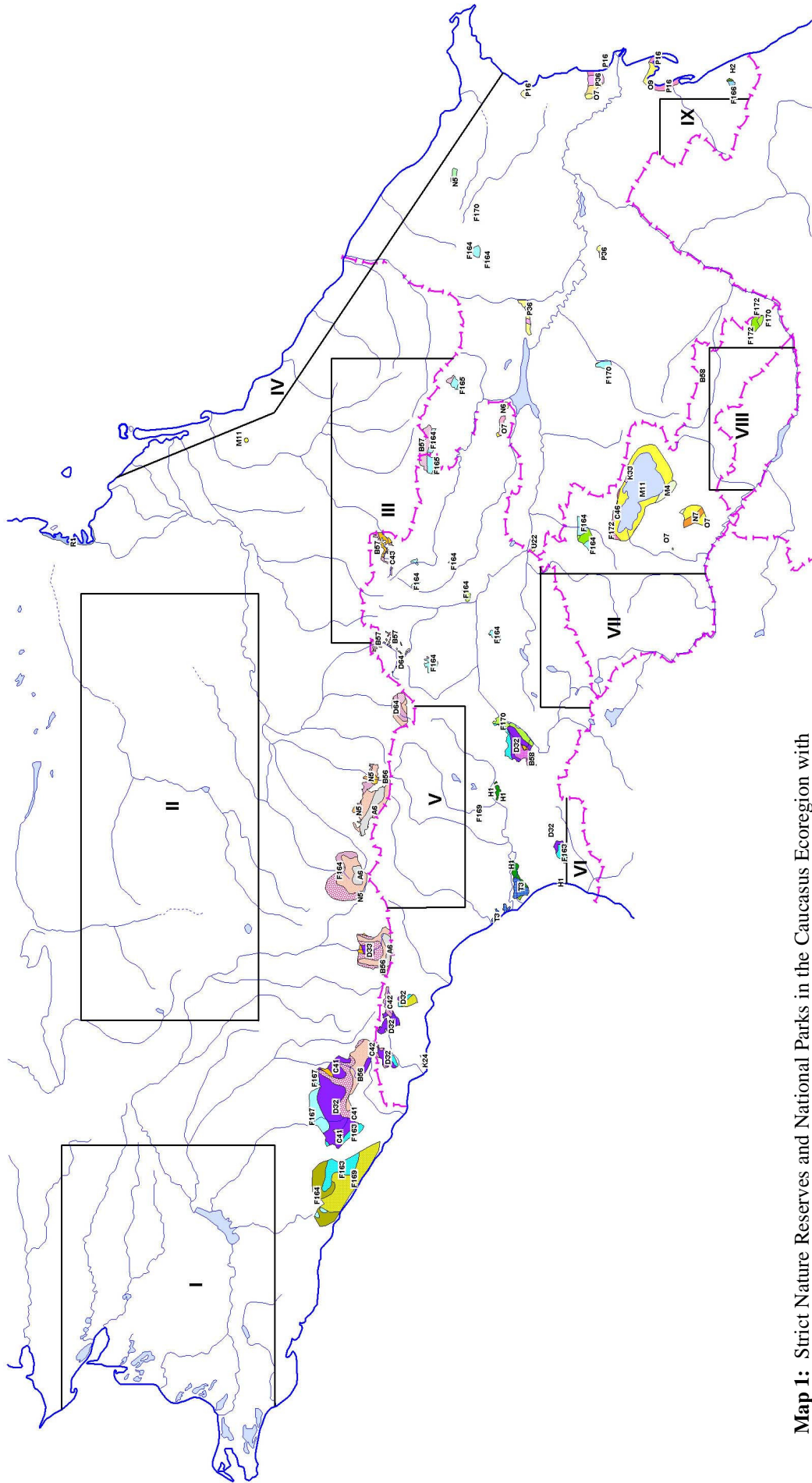
(d) Urgent measures should be carried out for expanding protected areas in the Talysh Mountains (area IX) (see corresponding reference on previous page).

(e) Development of the protected territory in Areas III and V will balance the network existing in the Great Caucasus and will create a good opportunity for establishing wide transborder cooperation and for creating a "Great Caucasus Green Corridor".

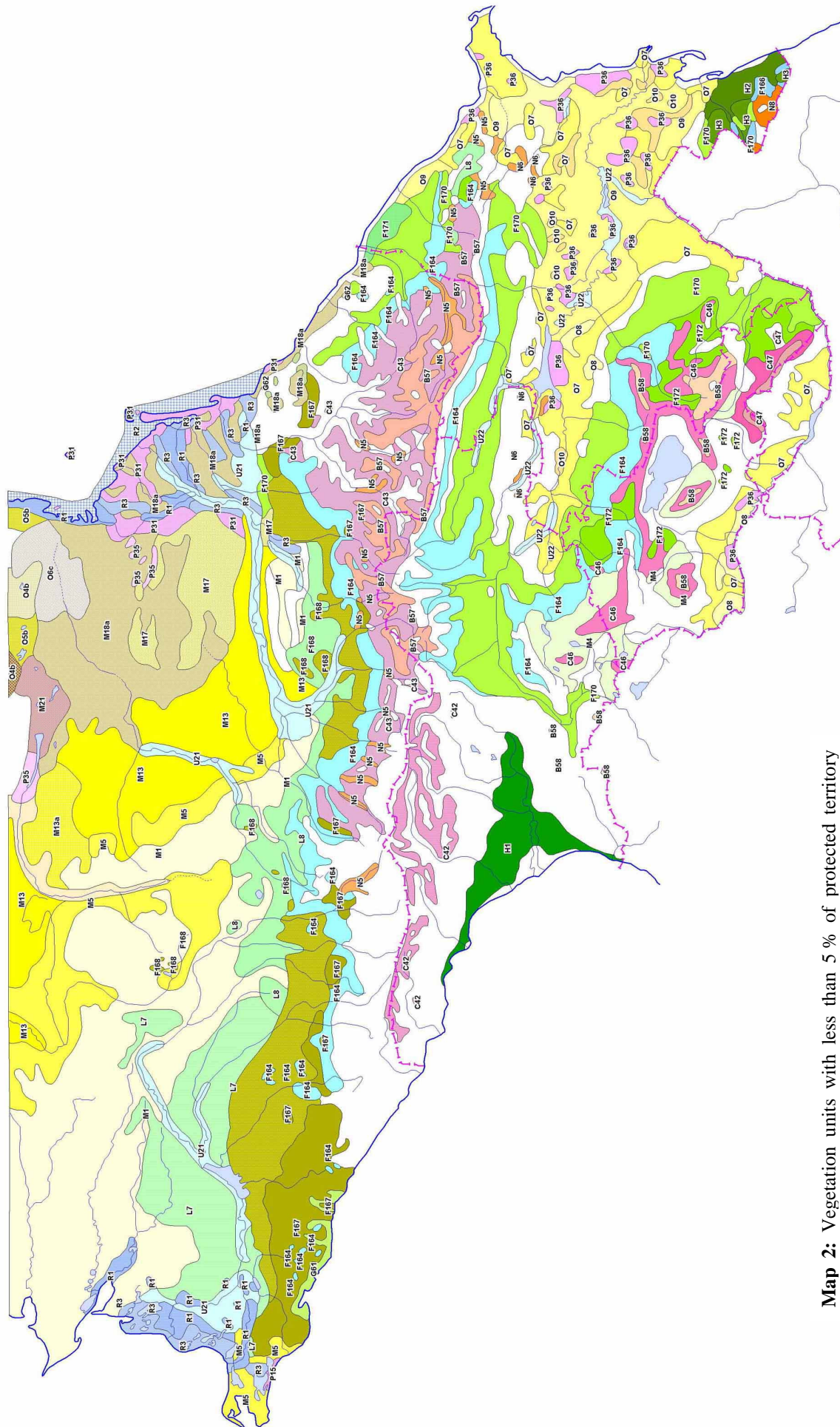
(f) Establishment of protected areas within the framework of Area IX will guarantee the survival of local Colchic relict endemic species and communities.

(g) Establishment of a protected territory in Areas VII and VIII is absolutely necessary for perfecting the network of southern Caucasus and for survival of forest formations (especially F164, F170, F172), subalpine forests (part of C46, C47), high mountain wetlands, large mammals and ornithofauna, here threatened with extinction.

² Recently, the Hyrcan Strict Nature Reserve (with an area less than 3,000 ha) was replaced by Hyrcan National Park (21,435 ha), established according to decree of the President of Azerbaijan (February, 2004). WWF is assisting the Azeri Government in the preparation of a management plan and providing core support for implementation of infrastructure.



Map 1: Strict Nature Reserves and National Parks in the Caucasus Ecoregion with represented vegetation units. I-IX: Sections with low representation of natural vegetation in protected areas.



Map 2: Vegetation units with less than 5 % of protected territory

Acknowledgments

We express our gratitude to Dr. Udo Bohn and the Bundesamt für Naturschutz for the immense work they have accomplished for creating the Map of the Natural Vegetation of Europe and for giving an opportunity to present the preliminary analyses.

We are thankful to Dr. Hartmut Jungius (WWF International), Mr. V. Krever (WWF Russia), D. Petelin (Moscow State University) and Mrs. L. Williams (Independent Environmental Expert), with whom we have worked on the analysis for the Caucasus Ecoregion's biodiversity conservation and sustainable use and preparation of priority investment portfolio, financed by the John D. and Catherine T. MacArthur Foundation (KREVER et al. 2001); some of the materials from the above works have been applied in this article.

Also, thanks to Giorgi Beruchashvili, GIS specialist from WWF Caucasus, for assistance.

References

- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BALOYAN, S. & SHASHIKYAN, S. (1999): Biodiversity of Armenia: First National Report. GEF Project Implemented by UNDP. – Yerevan (Ministry of Nature Protection of the Republic of Armenia) 126 p.
- IUCN (Ed.) (1994): Guidelines for protected areas management categories. – Cambridge (IUCN Publ. Services Unit) 261 p.
- KREVER, V.; ZAZANASHVILI, N.; JUNGIUS, H.; WILLIAMS, L. & PETELIN, D. (Eds.) (2001): Biodiversity of the Caucasus Ecoregion: an analysis of biodiversity and current threats and initial investment portfolio. – Moscow-Yerevan-Gland-Tbilisi (Editorial house OOO "Signar 5") 132 p.
- MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C.G. & GIL, P.R. (Eds.) (1999): Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. – Mexico City (CEMEX u. a.) 430 p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.B; & KENT, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. – Nature 403: 853-845.
- NATIONAL ENVIRONMENTAL ACTION PLAN (AZERBAIJAN REPUBLIC) (1998): State Committee on Ecology and Control of Natural Resources Utilization. – Baku, 67 p.
- SOKOLOV, V.E. & SIROECHKOVSKI, E.E. (General Editors) (1990): Zapovedniks of the Caucasus. – Moscow ("Misl") 366 p. (in Russian).
- MAIN DEPARTMENT FOR GEODESY AND CARTOGRAPHY [Ed.] (1994): The Caucasus. Physical-geographical Map, Sc. 1:1 000 000. – Tbilisi.
- ZAZANASHVILI, N.; SANADIRADZE, G.; BUKHNIKASHVILI, A. (1999): Caucasus. – In: MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C.G. & GIL, P.R. (Eds.): Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. – Mexico City (CEMEX u. a.), p. 269-273.

Author's address:

Nugzar Zazanashvili
World Wide Fund for Nature (WWF)
Caucasus Programme Office
M. Aleksidze St. 11
0193 Tbilisi
GEORGIA
E-Mail: nzazanashvili@wwfcaucasus.ge

Karte der natürlichen Vegetation Europas als Grundlage für den Aufbau eines repräsentativen Schutzgebietssystems, Beispiel NATURA 2000 für Deutschland

Map of the Natural Vegetation of Europe as a Basis for the Establishment of a Representative System of Protected Areas: the Example of NATURA 2000 in Germany

CHRISTOPH HETTWER

Zusammenfassung

Die Karte der natürlichen Vegetation Europas als Darstellung des gegenwärtigen natürlichen Standortpotentials weist für Deutschland 72 Kartierungseinheiten aus. Rund zwei Drittel der Landesfläche werden danach von Buchenwaldeinheiten eingenommen. Das Gegenstück zu den Kartierungseinheiten der Europakarte bilden im Schutzgebietssystem NATURA 2000 die Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Anhand einer Gegenüberstellung lassen sich Gemeinsamkeiten und Unterschiede feststellen sowie aus der Sicht der Europakarte Lücken in der Liste der Lebensraumtypen benennen. Eine Verschneidung der für Deutschland gemeldeten FFH-Gebiete mit den Flächen der Kartierungseinheiten weist auf eine unterschiedliche Repräsentanz der Kartierungseinheiten im geplanten Schutzgebietssystem hin. Während die Flächen kleinräumiger Vegetationstypen wie alpine Rasen und Küstenvegetationskomplexe zu über 60 % in FFH-Gebieten liegen, beträgt der Anteil der potentiellen Buchenwaldstandorte nur 5 bis 7 %. Davon entfallen neben realen Buchenwäldern große Flächen auf Ersatzgesellschaften und standortfremde Vegetationstypen, wie eine weitere Auswertung durch Verschneidung der Kartierungseinheiten mit der aktuellen Waldbestockung nach CORINE Land Cover belegt.

Abstract

In its representation of the present-day natural site potential, the Map of the Natural Vegetation of Europe includes 72 mapping units for Germany. About one-third of the surface area is assigned to beech forest units. The counterparts of these mapping units in the NATURA 2000 system of protected areas are the natural habitat types of the Habitats Directive (FFH). Upon comparison it is possible to display the commonalities and differences between the two, as well as identify gaps in the list of natural habitat types in the Habitats Directive. Clipping the proposed Sites of Community Importance (pSCI) in Germany with the map polygons reveals differing degrees of representativeness of the mapping units in the planned system of protected areas. While more than 60% of the area of small-scale vegetation types, such as alpine turf and coastal vegetation complexes are in pSCI, the proportion of potential beech habitats that are in these areas is only 5 to 7%. Of this, moreover, a substantial part falls into replacement communities and vegetation types not native to the sites. This is demonstrated by further analysis of the mapping units and the current forest stocking levels based on CORINE Land Cover.

1 Einleitung

Mit der Karte der natürlichen Vegetation Europas (im folgenden auch kurz Europakarte genannt) wurde eine einheitliche Grundlage geschaffen für Auswertungen in der Vegetationskunde, Landschafts-

ökologie und im Naturschutz auf nationaler und europäischer Ebene. Zeitgleich ist durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union ein Naturschutzinstrument entstanden, das die Möglichkeiten zur Sicherung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt stark erweitert und auf europäischer Ebene vereinheitlicht.

Dank ihrer vegetationskundlichen Ausrichtung kann die Europakarte Hinweise auf schützenswerte Vegetationseinheiten liefern, als Maßstab für die Naturnähe von konkreten Waldgebieten dienen, Richtwerte für die Häufigkeit und Verteilung von Vegetationstypen auf nationaler und europäischer Ebene geben und so maßgeblich zum Aufbau eines repräsentativen Schutzgebietssystems beitragen.

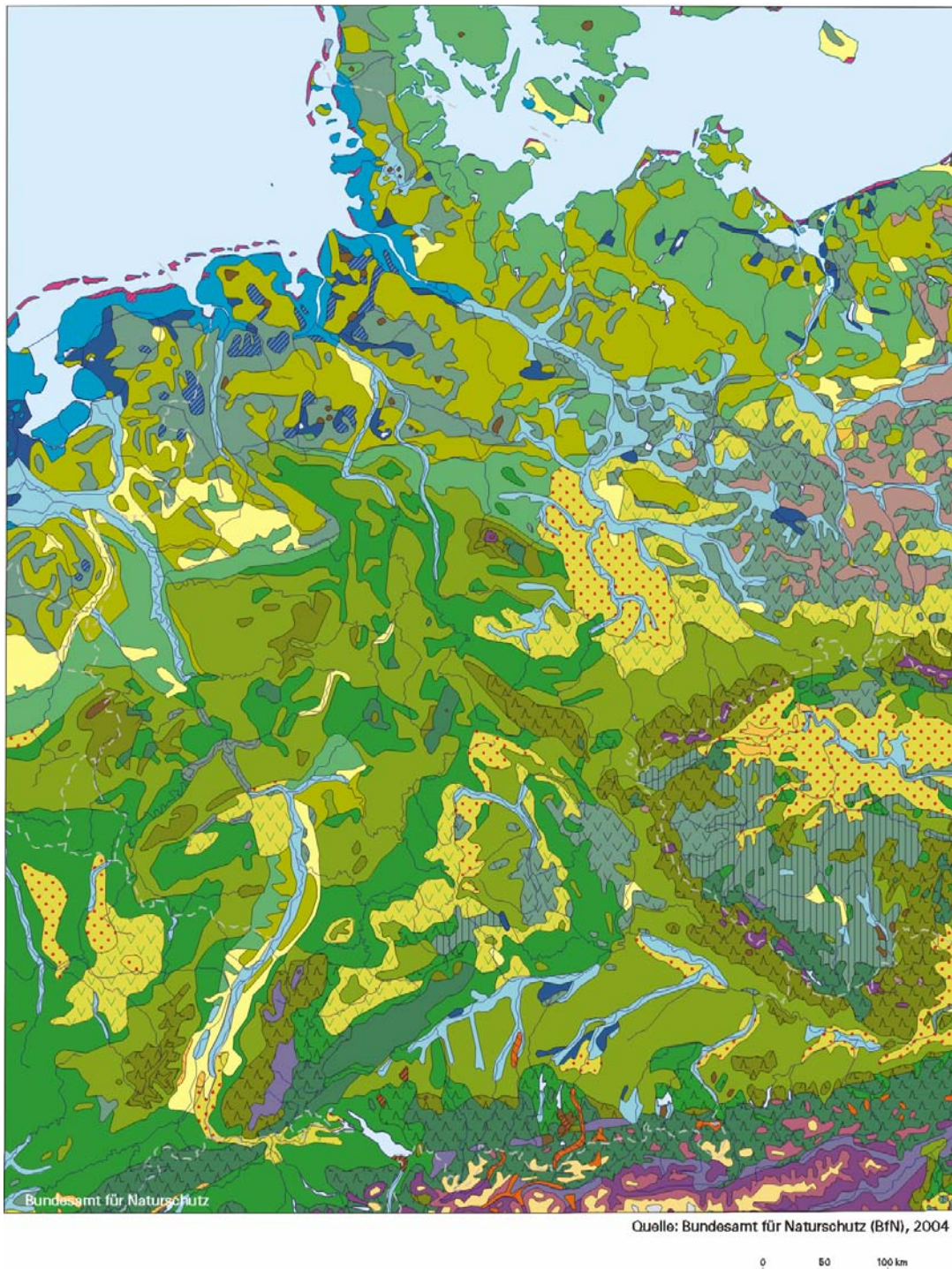


Abb. 1: Übersichtskarte der potentiellen natürlichen Vegetation von Deutschland und Umgebung.

Legende

Nivale, alpine und subalpine Vegetation			
	A Nival-subnivale Vegetation der Alpen		F10 Hainsimsen-Buchenwälder des höheren Berglandes, teils mit Tanne und/oder Fichte
	B Alpine Vegetation: Rasen, Zwergstrauchvegetation, Fels- und Schuttfloren der Alpen		F11 Waldmeister- und Binkelkraut-Buchenwälder des Tieflandes
	C Subalpine Vegetation: Lärchen-Zirbenwälder, Alpenrosen-Latschen-, Grünerlen- und Weidengebüsche, Hochstaudenfloren		F12 Waldmeister-, Waldgersten- und Orchideen-Buchenwälder des Hügel- und unteren Berglandes, teils mit Tanne
Nadel(misch)wälder			F13 Waldmeister-, Zahnwurz-, Heckenkirschen- und Blaugras-Buchenwälder des höheren Berglandes und der Randalpen, meist mit Tanne, z.T. mit Fichte
	D1 Bodensaure, zwergstrauch- und flechtenreiche Kiefernwälder auf Sand und Silikatgestein (vorwiegend ostmitteleuropäisches Tiefland)		Buchenwälder mit natürlicher Beimischung von Nadelbäumen, namentlich Tanne, z.T. auch Fichte
	D2 Montane bis hochmontane, meist bodensaure Fichten-Tannenmischwälder des Schwarzwaldes und der Alpen	Thermophile Eichenmischwälder	
	D3 Hochmontane bis subalpine Fichtenwälder auf Silikat- und Karbonatgesteinen der hercynischen Mittelgebirge und der Alpen		G1 Subkontinentale thermophile Stieleichen- und Traubeneichen-Mischwälder
Bodensaure Eichenmischwälder			G2 Submediterrane thermophile Flaumeichen-Mischwälder
	F1 Atlantisch-subatlantische bodensaure, vorwiegend hygrophile Birken-Stieleichenwälder des Tief- und Hügellandes	Kiefern-Trockenwälder	
	F2 Bodensaurer Traubeneichen-Trockenwald im Komplex mit Felsgebüschen und Felsrasen sowie thermophilen Eichen-Hainbuchenwäldern auf Silikat-Stelhängen		K1 Schneeheide-Kiefern-Trockenwälder der Alper und des Alpenvorlandes
	F3 Bodensaure, zwergstrauch- und moosreiche Eichen- und Kiefern-Eichenwälder im ostmitteleuropäischen Tief- und Hügelland auf Sand		K2 Kiefern-Trockenauen der Randalpen und des Alpenvorlandes
	F4 Bodensaure Hainsimsen-Eichenmischwälder, teils mit Kiefer, teils mit Tanne, teils im Wechsel mit Hainsimsen-Buchenwäldern, im südostmitteleuropäischen Hügelland und unteren Bergland auf Silikatgestein	Azonale Vegetation	
Eichen-Hainbuchenwälder			P1 Strand- und Dünenvegetationskomplexe an der Nord- und Ostseeküste
	F5 Vorwiegend hygrophile Stieleichen-Hainbuchenwälder des Tieflandes und in Flußniederungen		P2 Salzvegetationskomplexe an der Nord- und Ostseeküste
	F6 Traubeneichen-Hainbuchenwälder ohne oder mit wenig Buche in trockenwarmen Gebieten		S1 Hoch- und Übergangsmoore
	F7 Traubeneichen- und Stieleichen-Hainbuchenwälder im Wechsel mit Buchenwäldern des Hügellandes		S2 Niedermoores
Buchen- und Buchenmischwälder			T1 Birkenbruchwaldkomplexe, vielfach auf degradierten Hochmoorstandorten
	F8 Bodensaure, artenarme Drahtschmielen-Buchenwälder und Eichen-Buchenwälder des Tieflandes		T2 Erlenbruchwaldkomplexe
	F9 Hainsimsen-Buchenwälder des Hügel- und unteren Berglandes		U1 Auen- und feuchte Niederungswälder unterschiedlicher Zusammensetzung mit Stieleiche, Esche, Ulmen, Weiden, Schwarzpappel, Schwarz- und Grauerle
			U2 Vegetationskomplexe der eingedeichten Marschen mit Stieleichen-Eschen- und Eschen-Ulmen-Feuchtwäldern

Grundlage: Bohn et al. 2000
(verkleinerter und generalisierter Ausschnitt)

2 Karte der (potentiellen) natürlichen Vegetation Europas – Ausschnitt Deutschland

Die Karte der natürlichen Vegetation Europas gibt das gegenwärtige natürliche Standortspotential (unter Ausschaltung direkter menschlicher Einflüsse) wieder. Damit folgt sie dem Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) von TÜXEN (1956). Der Europakarte liegt somit die Ermittlung und Darstellung charakteristischer regionaler Lebensgemeinschaften aufgrund des einheimischen Pflanzenartenbestandes, der klimatischen Gegebenheiten und der Bodenbedingungen zugrunde.

Außerdem vereinigt sie in den Kartierungseinheiten alle denkbaren natürlichen Klimax- und Dauergesellschaften eines Gebietes, denen sich wiederum bestimmte aktuelle Ersatzgesellschaften syndyna-

misch zuordnen lassen (vgl. auch DIERSCHKE 1994).

Für die Erstellung des Kartenausschnittes von Deutschland dienten zahlreiche mittel- und großmaßstäbige PNV-Karten als Grundlage (siehe auch BOHN et. al. 2003). Durch Vereinheitlichung der Kartierungseinheiten und Generalisierung der Flächen wurde für Deutschland eine Teilkarte im vorgegebenen Maßstab 1:2,5 Mio. erstellt.

Aufgrund des kleinen Maßstabes der Europakarte (1 mm auf der Karte entspricht 2,5 km in Wirklichkeit) sind quantitative Aussagen zu linienhaften und kleinen Flächen nur bedingt möglich. Für genauere Auswertungen stehen für einzelne Bundesländer bereits digitale Karten zur Verfügung (z. B. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2000, SCHMIDT et al. 2002), ansonsten wird auf die in Arbeit befindliche PNV-Karte Deutschlands im Maßstab 1:500.000 verwiesen (vgl. SCHRÖDER 1999, BUSHART 2004). Solange diese noch nicht bundesweit vorliegt, bildet die Europakarte eine geeignete Grundlage für deutschlandweite Auswertungen. Wegen der Ungenauigkeiten infolge des kleinen Maßstabes wurden in der vorliegenden Arbeit die ermittelten Flächenangaben gerundet und die Kartierungseinheiten zu Gruppen (KE-Gruppen) entsprechend der Hierarchie in der Legende zusammengefaßt.

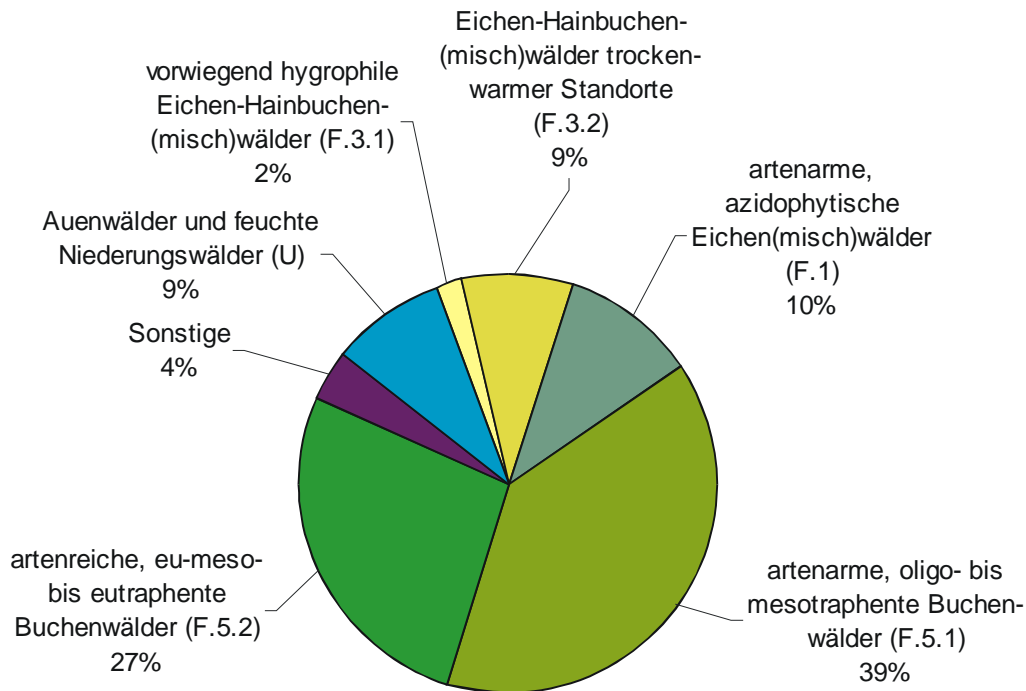


Abb. 2: Prozentualer Anteil der wichtigsten Waldformationen an der PNV von Deutschland. (Quelle: BfN 2004)
 Sonstige, jeweils < 2 %: alpine (B), subalpine (C) Vegetation, Nadel(misch)wälder (D: 1,27 %), thermophile Eichenwälder (G), xerophytische Kiefernwälder (K), Dünen- und Salzvegetation (P), Moore (S), Erlen- und Birkenbruchwälder (T: 1,58 %).

Die Karte der natürlichen Vegetation Europas weist für Deutschland 72 Kartierungseinheiten aus (s. Tabelle 1). Im Kartenausschnitt der Abbildung 1 wurden die Kartierungseinheiten aus Darstellungsgründen zu Gruppen zusammengefaßt. Über 99 Prozent der terrestrischen Gesamtfläche Deutschlands (357.190 km²) wurden als potentieller Wald kartiert. Der Rest entfällt auf Küstenvegetationskomplexe (Strand-, Dünen-, Salzvegetation), offene Wasserfläche, Moore und alpine Vegetation. Kleinflächige Sonderstandorte mit Pionier- und Ufervegetation oder offenen Felsen und Gesteins-

schuttfuren werden im Kartenmaßstab und aufgrund der Kartierung von Hauptvegetationseinheiten oder Komplexen nicht getrennt ausgewiesen.

Potentiell nehmen Kartierungseinheiten (KE) der Buchenwälder zwei Drittel der Fläche Deutschlands ein (Abb. 2). Die 17 Kartierungseinheiten der artenreichen, eu- und eu-mesotraphenten Buchen- und Buchenmischwälder (Formationsgruppe F.5.2, s. Tabelle 1¹) bedecken dabei rund 27 %, die artenarmen, oligo- bis mesotraphenten Buchenwald-Gesellschaften (Formationsgruppe F.5.1) 39 % der Gesamtfläche. 9 bzw. 10 % Flächenanteil erreichen jeweils artenarme, azidophytische Eichen(misch)wälder (Formationsgruppe F.1), Eichen-Hainbuchenwälder trockenwarmer Standorte (Formationsgruppe F.3.2) sowie die Gruppe der Auenwälder und feuchten Niederungswälder (Formation U). Die Eichen-Hainbuchenwälder vorwiegend bodenfeuchter Standorte bedecken rund 2 % der Gesamtfläche. Die restlichen Vegetationsformationen wie Nadelwälder (montane bis hochmontane Fichten- und Tannenwälder sowie bodensaure und xerophytische Kiefernwälder), Bruchwälder und thermophile Eichenwälder bedecken jeweils weniger als 2 Prozent.

Innerhalb der weit verbreiteten bodensauren Buchenwälder wurden vor allem 3 Einheiten in Deutschland großflächig kartiert: die Einheit der zentraleuropäisch verbreiteten Hainsimsen-Buchenwälder mit *Calamagrostis arundinacea* und z. T. *Carex brizoides* (Kartierungseinheit F85) und das (atlantisch-)subatlantische Gegenstück mit *Ilex aquifolium* und *Lonicera periclymenum* (F77, F83).

Unter den artenreichen Buchenwäldern auf basenreicheren Standorten nehmen *Melica uniflora*- bzw. *Galium odoratum*- und *Milium effusum*-Buchenwälder in der norddeutschen jungpleistozänen Moränenlandschaft (F107, F108) und die kollin-submontan verbreiteten subatlantisch-mitteleuropäischen *Melica uniflora*- bzw. *Galium odoratum*- und *Milium effusum*-Buchenwälder (F110) die größten Flächen ein.

3 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie – NATURA 2000

Das im Aufbau befindliche europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 besteht aus Gebieten, die im Rahmen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) und der Vogelschutzrichtlinie ausgewiesen werden. Die FFH-Richtlinie (92/43/EWG) soll den Schutz von Lebensraumtypen und Arten dauerhaft sichern (günstigen Erhaltungszustand bewahren oder wiederherstellen) und damit die biologische Vielfalt erhalten. Zu den allgemeinen und speziellen Zielen und Vorgaben der FFH-Richtlinie finden sich bei SSYMANK (1994) sowie SSYMANK et al. (1998) ausführliche Informationen. Die FFH-Richtlinie fordert die Errichtung eines kohärenten ökologischen Netzes von besonderen Schutzgebieten in Europa. Als geographischer Bezugsrahmen dient die Gliederung Europas in biogeographische Regionen (vgl. Beitrag von EVANS in diesem Band).

Die Lebensraumtypen (LRT) von gemeinschaftlichem Interesse sind in Anhang I der FFH-Richtlinie aufgeführt und umfassen ganz unterschiedliche Typen wie marine und Küstenlebensräume, Süßwasserlebensräume, naturnahes und halbnatürliches Grasland sowie Hochstaudenfluren, Heiden und Gebüsche bis hin zu naturnahen Wäldern, Mooren, Felsen und Schutthalden, Höhlen und Gletschern.

In Deutschland kommen 87 der insgesamt 198 LRT vor (durch die EU-Osterweiterung im Mai 2004 erweiterte sich die Liste für Deutschland um 4 LRT (BALZER et al. 2004).

¹ Die Namen und Codes der Kartierungseinheiten und ihrer aggregierten Gruppen entsprechen weitgehend der Legende zur Karte der natürlichen Vegetation Europas (BOHN, GOLLUB & HETTWER 2000).

Tabelle 1: Flächenstatistik der Kartierungseinheiten und FFH-Gebiete (Stand: Ende 2003) für Deutschland.

Code der Kartierungseinheit (KE) in der Europakarte	Gesamtfläche der KE in Deutschland [QKM]	Anteil der KE an der Gesamtfläche (terrestrisch) Deutschlands	Fläche der FFH-Gebiete in der KE [QKM]	Flächenanteil der FFH-Gebiete in der KE	Code der Gruppe von KE
B44	343,95	0,1%	238,42	69,3%	B
C20	83,63	< 0,1%	27,24	32,6%	C
D24	1410,26	0,4%	109,16	7,7%	D
D28	566,34	0,2%	117,40	20,7%	D
D34	341,26	0,1%	185,67	54,4%	D
D34a	81,43	< 0,1%	3,15	3,9%	D
D54	2130,59	0,6%	251,07	11,8%	D
D54a	31,29	< 0,1%	15,05	48,1%	D
F8	2675,93	0,7%	281,25	10,5%	F.1
F9	15506,96	4,3%	695,06	4,5%	F.1
F11	12174,63	3,4%	1277,14	10,5%	F.1
F12	4,81	< 0,1%	1,87	38,9%	F.1
F18	1148,85	0,3%	137,12	11,9%	F.1
F19	4940,85	1,4%	254,28	5,1%	F.1
F20	86,65	< 0,1%	4,66	5,4%	F.1
F20t	792,88	0,2%	6,06	0,8%	F.1
F35	6192,84	1,7%	270,54	4,4%	F.3.1
F38	842,85	0,2%	25,25	3,0%	F.3.1
F50	3504,69	1,0%	220,58	6,3%	F.3.2
F51	9801,95	2,7%	363,48	3,7%	F.3.2
F52	324,12	0,1%	31,22	9,6%	F.3.2
F53	133,75	< 0,1%	0,72	0,5%	F.3.2
F55	9770,06	2,7%	490,52	5,0%	F.3.2
F56	994,81	0,3%	41,52	4,2%	F.3.2
F57	6346,22	1,8%	141,11	2,2%	F.3.2
F77	29670,05	8,3%	1267,48	4,3%	F.5.1
F78	6042,31	1,7%	222,04	3,7%	F.5.1
F80	8119,68	2,3%	1064,10	13,1%	F.5.1
F83	31042,04	8,7%	1779,24	5,7%	F.5.1
F84	579,59	0,2%	6,98	1,2%	F.5.1
F85	39679,63	11,1%	1711,77	4,3%	F.5.1
F86	8318,03	2,3%	169,04	2,0%	F.5.1
F90	5387,93	1,5%	673,45	12,5%	F.5.1
F93	2839,20	0,8%	154,08	5,4%	F.5.1
F95	678,09	0,2%	113,55	16,7%	F.5.1
F96	6108,04	1,7%	310,70	5,1%	F.5.1
F97	2860,68	0,8%	288,61	10,1%	F.5.1
F107	15318,87	4,3%	341,51	2,2%	F.5.2
F108	19323,73	5,4%	1037,31	5,4%	F.5.2
F109	13,26	< 0,1%	11,87	89,5%	F.5.2

Code der Kartierungseinheit (KE) in der Europakarte	Gesamtfläche der KE in Deutschland [QKM]	Anteil der KE an der Gesamtfläche (terrestrisch) Deutschlands	Fläche der FFH-Gebiete in der KE [QKM]	Flächenanteil der FFH-Gebiete in der KE	Code der Gruppe von KE
F110	26184,99	7,3%	1460,25	5,6%	F.5.2
F111	444,86	0,1%	55,53	12,5%	F.5.2
F113	12522,69	3,5%	953,46	7,6%	F.5.2
F114	1976,04	0,6%	283,85	14,4%	F.5.2
F115	4675,84	1,3%	211,03	4,5%	F.5.2
F116	1354,97	0,4%	58,37	4,3%	F.5.2
F118	1465,23	0,4%	170,75	11,7%	F.5.2
F128	1730,62	0,5%	386,20	22,3%	F.5.2
F129	460,63	0,1%	56,12	12,2%	F.5.2
F129a	3503,56	1,0%	190,48	5,4%	F.5.2
F130	236,49	0,1%	18,15	7,7%	F.5.2
F131	4170,35	1,2%	372,13	8,9%	F.5.2
F133	2470,83	0,7%	802,44	32,5%	F.5.2
F134	245,49	0,1%	14,99	6,1%	F.5.2
G1	73,56	< 0,1%	20,05	27,3%	G
K2	79,85	< 0,1%	22,18	27,8%	K
K3	464,47	0,1%	138,15	29,7%	K
P4	88,31	< 0,1%	12,00	13,6%	P
P5	252,40	0,1%	220,68	87,4%	P
P19	89,96	< 0,1%	56,95	63,3%	P
P22	78,26	< 0,1%	18,16	23,2%	P
S8	541,40	0,2%	105,61	19,5%	S
S10	55,30	< 0,1%	13,00	23,5%	S
S11	247,34	0,1%	60,34	24,4%	S
S24	178,73	< 0,1%	38,78	21,7%	S
T1	3425,12	1,0%	395,20	11,5%	T
T4	244,64	0,1%	0,07	< 0,1%	T
T5	1999,21	0,6%	77,65	3,9%	T
U9	12430,55	3,5%	1637,19	13,2%	U
U24	11853,64	3,3%	855,86	7,2%	U
U27	1044,34	0,3%	90,08	8,6%	U
U28	6387,58	1,8%	690,93	10,8%	U

Summe	357189,98	100,0%	23827,90	6,7%
--------------	-----------	--------	----------	------

4 Gegenüberstellung der Kartierungseinheiten der Europakarte und der Lebensraumtypen nach der FFH-Richtlinie

Aufgrund der unterschiedlichen Zielstellung, der betrachteten Naturgüter und Klassifikationsgrundlagen decken sich die Kartierungseinheiten der Europakarte und die Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie nur teilweise.

So werden einige Kartierungseinheiten von der FFH-Richtlinie nicht berücksichtigt. Dazu zählen z. B. Erlenbrüche (KE T1), soweit es sich nicht um Bruchwälder auf Durchströmungsmooren Nordostdeutschlands handelt, Birkenbrüche und -Naßwälder (T4) sowie Stieleichen-Eschenwälder der eingedeichten Marschen (U28). Bei einigen komplexen Kartierungseinheiten der Europakarte sind wichtige Bestandteile nicht in der FFH-Richtlinie, Anhang I, berücksichtigt. So werden bei dem vor allem im Mittelrhein-, Ahr-, Mosel- und Nahetal kartierten Komplex der subatlantisch-rhenanischen xerophilen Traubeneichenwälder mit Felsgebüsch und thermophilen Eichen-Hainbuchenwäldern (F18) nur die Eichen-Hainbuchenwälder durch die Richtlinie erfaßt, die besonders naturschutzrelevanten Bestände des „*Luzulo-Quercetum*“ und deren natürliche Kontaktgesellschaften auf Silikatfelsen bleiben dagegen unberücksichtigt.

Einige FFH-LRT wie Ästuarien, Lagunen, Höhlen und Gletscher sind Landschaftselemente und deshalb in der Europakarte nicht als PNV-Einheiten ausgewiesen. Zahlreiche andere stellen anthropogene Nutzungsformen dar. Dazu zählen viele Ersatzgesellschaften (Sandheiden auf Binnendünen, Halbtrockenrasen, Mähwiesen und bestimmte Eichen-Hainbuchenwälder). Eine dritte Gruppe der LRT ohne eindeutige Entsprechung auf der Europakarte sind kleinflächig verbreitete Typen wie Pionierasen, Schutthalden, Kalktuff-Quellen oder Schlucht- und Hangmischwälder. Diese sind bei den Kartierungseinheiten z. T. als natürliche Begleitvegetation aufgeführt.

Die Kartierungseinheiten Deutschlands lassen sich etwa 31 LRT zuordnen, wobei besonders die Hainsimsen-Buchenwälder (LRT 9110), aber auch die Waldmeister-Buchenwälder (LRT 9130) zahlreiche, in der Europakarte stärker differenzierte Buchenwald-Einheiten zusammenfassen.

Durch die Neuaufnahme von verschiedenen Kiefernwäldern im Zuge der EU-Osterweiterung (z. B. LRT 91T0, 91U0) wurden die bisher unberücksichtigt gebliebenen flechtenreichen Kiefernwälder Ostdeutschlands (D54), die herzynischen Kiefern-Eichenwälder auf Sand oder Sandstein (F19) und die alpinen *Erica carnea*-Kiefernwälder auf Dolomit und Serpentin (K2) zumindest in ihrer flechtenreichen Ausprägung in die Liste der Übereinstimmungen von Richtlinie und Europakarte aufgenommen.

Somit werden, bis auf wenige Ausnahmen, die meisten Vegetationstypen der Europakarte auch als Lebensraumtypen in der FFH-Richtlinie aufgeführt. Allerdings stellen vor allem die in der FFH-Richtlinie fehlenden Einheiten der Erlenbruchwälder und xerophilen Eichenwälder naturschutzfachlich besonders wertvolle Bereiche dar.

5 Vergleich der FFH-Gebietskulisse für Deutschland mit der Verbreitung der Kartierungseinheiten der Europakarte

Die Auswertungen dieses Artikels beruhen auf einem Zwischenstand der Gebietsmeldungen von Ende 2003. Die Gesamtfläche der für Deutschland an die EU gemeldeten terrestrischen FFH-Gebiete betrug zu diesem Zeitpunkt 23.828 km² bzw. 6,7 % der Landfläche (vgl. Tabelle 1), Anfang Februar 2005 waren es dagegen 4596 Gebiete mit einer terrestrischen Fläche von 33.095 km² und einem Anteil von 9,3 % an der Landfläche Deutschlands (s. Abb. 3, BfN 2005).



FFH-Vorschlagsgebiete
 (proposed Sites of Community Importance, pSCI)

Quellen: Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2005
 (digitale Abgrenzungen aus den offiziellen
 Meldeunterlagen der Bundesländer)

Abb. 3: Verbreitung der FFH-Vorschlagsgebiete in Deutschland (Stand: Februar 2005).

Durch Verschneidung der gemeldeten FFH-Gebiete mit den Flächen der Kartierungseinheiten(KE) der Europakarte ergibt sich ein erster Hinweis auf die Repräsentanz der KE in den FFH-Gebieten (Tabelle 1). Die Flächen der KE liegen danach zu zwischen $<0,1\%$ (T4) und $89,5\%$ (F109) in FFH-Gebieten. Insbesondere kleinflächige KE (*Cephalanthera*-Buchenwälder von Rügen F109: 90% ; alpine Rasen B44: 69%) und azonale Vegetationstypen der Küsten (z. B. atlantische Dünenvegetation P5: 87% und Salzvegetation P19: 63%) sind zum größten Teil in FFH-Gebieten erfaßt. Dagegen lie-

gen die weit verbreiteten artenarmen Buchenwaldeinheiten bodensaurer Standorte F85, F83 und F77 nur mit 4-6 % ihrer potentiellen Fläche in FFH-Gebieten. Vergleicht man die zusammengefaßten Werte für Gruppen von KE ergibt sich folgendes Bild (Tabelle 2).

Tabelle 2: Flächengröße und -anteil der wichtigsten Gruppen von KE und Formationen der Europakarte (PNV) in Bezug zu den FFH-Gebietsmeldungen (Stand: Ende 2003).

Formation	KE-Gruppe	Zusammengefaßte KE	Gesamtfläche KE-Gruppe [QKM]	KE-Flächen in FFH-Gebieten [QKM]	Anteil FFH-Fläche an der Gesamtfläche der KE-Gruppe
Artenarme, azidophytische Eichen-(misch)wälder	F.1	F8-F20t	37.331,55	2.657,44	7 %
Vorwiegend hygrophile Eichen-Hainbuchen(misch)wälder	F.3.1	F35,F38	7.035,69	295,79	4 %
Eichen-Hainbuchen(misch)wälder trockenwarmer Standorte	F.3.2	F50-F57	30.875,60	1.289,15	4 %
Artenarme, oligo- bis mesotraphente Buchenwälder	F.5.1	F77-F97	141.325,27	7.761,04	5 %
Artenreiche, eu-meso- bis eutraphente Buchenwälder	F.5.2	F107-F134	96.098,45	6.424,44	7 %
Küstenvegetationskomplexe	P	P4-P22	508,94	307,79	60 %
Auenwälder und feuchte Niederungswälder	U	U9-U28	31.716,11	3.581,85	11 %

Die großen Flächen der potentiellen Buchenwälder liegen nur zu 5 % (basenarme Standorte) bzw. 7 % (basenreiche Standorte) in FFH-Gebieten. Von den Standorten der Eichen-Hainbuchenwälder werden sogar nur 4 % erfaßt. Dagegen sind Küstenvegetationskomplexe mit Dünen- bzw. Salzvegetation zu 60 % in FFH-Gebieten enthalten.

Da die FFH-Gebiete neben Beständen der natürlichen Vegetation (z. B. Wälder, Moore, Gewässer, Felsen, Dünen, Salzwiesen) zahlreiche, ebenfalls schützenswerte Ersatzgesellschaften enthalten, reduziert sich der Anteil der FFH-Gebiete mit naturnaher Vegetation an der Gesamtfläche der betreffenden KE der Europakarte zusätzlich.

Tabelle 3: Aktuelle Waldanteile (Laub-, Misch-, Nadelwald nach CORINE Land Cover 1997) der wichtigsten Waldformationen der Europakarte.

Waldformation	KE-Gruppe	Gesamtfläche KE-Gruppe [QKM]	Anteil an der Gesamtfläche der KE-Gruppe			
			Laubwälder	Mischwälder	Nadelwälder	Wald insges.
Artenarme, azidophytische Eichen(misch)wälder	F.1	37.331,55	3 %	3 %	27 %	33 %
Vorwiegend hygrophile Eichen-Hainbuchen-(misch)wälder	F.3.1	7.035,69	7 %	2 %	3 %	12 %
Eichen-Hainbuchen-(misch)wälder trockenwarmer Standorte	F.3.2	30.875,60	5 %	5 %	6 %	16 %
Artenarme, oligo- bis mesotraphente Buchenwälder	F.5.1	141.325,27	7 %	9 %	22 %	38 %
Artenreiche, eu-meso- bis eutraphente Buchenwälder	F.5.2	96.098,45	9 %	7 %	9 %	25 %
Auenwälder und feuchte Niederungswälder	U	31.716,11	4 %	1 %	7 %	12 %
Nadelwälder	D	4.561,17	1 %	6 %	57 %	64 %

% Waldform mehr oder weniger entsprechend der PNV

Bis zur vollständigen Bestandsaufnahme der FFH-Gebiete fehlen genauere Daten zur Verbreitung und zur Häufigkeit der einzelnen LRT in diesen Gebieten. Deshalb wurde für einen Vergleich der aktuellen Waldfläche mit der potentiellen Verbreitung der Waldvegetationstypen der Europakarte – wie schon in ähnlichen Auswertungen (BFN 1999, 2002; BOHN, HETTWER, WEBER & WITTKE 2000) – auf die Daten der Waldbedeckung von CORINE Land Cover (von 1997) zurückgegriffen (Tabelle 3).

Bei den Laubwaldformationen (Formationen F und U) liegt der Anteil der aktuellen Waldfläche zwischen 12 % und 38 %, bei der Nadelwaldformation dagegen bei 64 %. Insbesondere auf basenarmen Standorten (artenarme, azidophytische Eichen(misch)wälder und oligo- bis mesotraphente Buchenwälder) wurden die potentiell natürlichen Laubwälder forstlich überwiegend durch Nadelwälder ersetzt. Naturnahe Bestände der betreffenden Waldformationen verbergen sich vorwiegend in den grau hinterlegten Spalten der Tabelle 3, doch entspricht nur ein Bruchteil dieser ohnehin niedrigen Werte tatsächlich der potentiellen natürlichen Vegetation.

Bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie ist es deshalb wichtig, zunächst die bestehenden naturnahen Waldbestände zu sichern und daneben andere in dieser Richtung weiterzuentwickeln, um ein stabiles kohärentes Schutzgebietssystem zu schaffen.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Frau U. Euler für die GIS-Arbeiten zur Verschneidung der digitalen Daten der Karte der natürlichen Vegetation Europas mit den gemeldeten FFH-Gebieten und den CORINE Land Cover-Daten für Deutschland. Herrn Dr. U. Bohn danke ich für die fruchtbare Diskussion während der Vorbereitung des Beitrags, die Durchsicht des Manuskriptes und die hilfreichen Anmerkungen. Für die freundliche Unterstützung und für wertvolle Hinweise zum Manuskript danke ich Herrn Dr. A. Ssymank.

Literatur

- BALZER, S.; SCHRÖDER, E. & SSYMAN, A. (2004): Ergänzung der Anhänge zur FFH-Richtlinie auf Grund der EU-Osterweiterung. – *Natur und Landschaft* 79(4): 145-151.
- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1: 10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungsband/Explanatory Text. – Münster (Landwirtschaftsverlag) 655 S.
- BOHN, U.; HETTWER, C.; WEBER, H & WITTKE, K. [BEARB.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Maßstab 1:2,5 Mio. Map of the Natural Vegetation of Europe. Scale 1:2.5 million. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz (BfN)) 7 S., Broschüre (deutsch + englisch).
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) [Hrsg.] (1999): Daten zur Natur 1999. – Münster (Landwirtschaftsverlag) 266 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) [Hrsg.] (2002): Daten zur Natur 2002. – Münster (Landwirtschaftsverlag) 284 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) [Hrsg.] (2004): Daten zur Natur 2004. – Münster (Landwirtschaftsverlag) 474 S.

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) [Hrsg.] (2005): http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/meldestand_ffh.pdf. – Bonn.
- BUSHART, M. (2004): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation: Methodik, Erfassung und Darstellung. – Berichte Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2: 18-22.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. – Stuttgart (Ulmer) 683 S.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT [Hrsg.] (2000): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte M 1:200.000. – Berichte Landesanstalt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1, 230 S.
- SCHMIDT, P.A.; HEMPEL, W.; DENNER, M.; DÖRING, N.; GNÜCHTEL, A.; WALTER, B. & WENDEL, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1 : 200.000. – Dresden (Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) 230 S. [= Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 2002].
- SCHRÖDER, L. (1999): Die Erarbeitung von Karten der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) Deutschlands. – Stand und Perspektiven. – NNA-Berichte 2: 53-61.
- SSYMANK, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz – Das Schutzgebietssystem NATURA 2000 und die „FFH-Richtlinie“ der EU. – Natur und Landschaft 69 (9): 395-406.
- SSYMANK, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutz-Richtlinie (79/409/EWG). [= Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53]. – Münster (Landwirtschaftsverlag) 560 S.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angewandte Pflanzensoziologie (Stolzenau/Weser)13: 5-42.

Anschrift des Autors:

Christoph Hettwer
Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Postfach 80 01 32
01101 Dresden
DEUTSCHLAND
E-Mail: Christoph.Hettwer@ifug.smul.sachsen.de
(bis Anfang 2003: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110, 53179 Bonn)

**Untersuchungen zur Naturnähe, Bestandesstruktur
und Artenvielfalt**

**Investigation of Naturalness, Stand Structure and
Species Diversity**

Vergleich der potentiell-natürlichen mit der heutigen realen Vegetation zur Ableitung ihres Natürlichkeitsgrades

Comparison of the Potential Natural and Current Vegetation as a Means of Determining its Degree of Naturalness

HEINZ SCHLÜTER

Zusammenfassung

Je nach Art und Intensität der Nutzung weist die real-aktuelle Vegetation einen unterschiedlichen Natürlichkeitsgrad auf, der die nutzungs- und störungsbedingten Abwandlungsstufen gegenüber der potentiell-natürlichen Vegetation darstellt.

Bei großmaßstäbigen Kartierungen werden nach konkreten Vegetationsmerkmalen neun Stufen des Natürlichkeitsgrades unterschieden (Tabelle 1). Auf mittel- bis kleinmaßstäbigen Karten ist der Natürlichkeitsgrad der realen Vegetation durch abgestufte Dominanz- und Kombinations-Mosaiktypen darzustellen. Dazu werden Satellitenbilder zur Bewertung der Nutzungsstruktur und -intensität und die Karte der (potentiell-)natürlichen Vegetation vergleichend ausgewertet. Das methodische Vorgehen wird für die nemorale Zone Mitteleuropas am Beispiel Ostdeutschlands erläutert (Tabelle 2).

Abschließend wird die Nutzungsintensität anderer Vegetationszonen als Grundlage für die Beurteilung des Natürlichkeitsgrades grob eingeschätzt, um in allen Vegetationsformationen Europas dessen Kartierung nach einer einheitlichen Skala zu erreichen. Damit würden vergleichbare Bewertungen möglich, vor allem zur ökologischen Stabilität, zum biotischen Regenerationsvermögen sowie zur Schutzwürdigkeit.

Abstract

Depending on the type of use and its intensity, the current vegetation exhibits differing degrees of naturalness, reflecting the different grades of alteration brought about by use and disturbance relative to the potential natural vegetation.

Based on well-defined vegetation characteristics, nine classes of naturalness are distinguished in large-scale mapping projects (Table 1). In the case of small- to mid-scale mapping, the degree of naturalness of the current vegetation can be displayed through graduated dominance- and combination-mosaic types. Satellite imagery is used to assess the land use patterns and intensity in comparison with a map of the (potential) natural vegetation. The methodology is explained for the nemoral zone of Central Europe based on the example of Eastern Germany (Table 2).

Finally, a coarse evaluation is made of land use intensity as a basis for the assessment of naturalness in other vegetation zones, in order to achieve uniform criteria for their mapping in all of the vegetation formations of Europe. This would permit comparable assessments to be made, especially of ecological stability, biotic regeneration capacity and priority for protection.

1 Der Natürlichkeitsgrad der Vegetation

Je nach Art und Intensität der Nutzung und Belastung weist die aktuelle Vegetation einen unterschiedlichen Natürlichkeitsgrad auf, der für den menschlichen Einfluß auf Ökosysteme

(Hemerobie) und damit auch für die ökologische Bewertung von Ökotypen und Landschaften bedeutungsvoll ist (vgl. SCHLÜTER 1987a). Je stärker diese anthropogenen Einwirkungen sind, um so größer werden die Veränderungen der Vegetationsstruktur und Artenkombination im Vergleich zur natürlichen Vegetation.

In der Regel nehmen mit dem Natürlichkeitsgrad der Vegetation auch deren Organisationshöhe und Lebensdauer sowie die ökologische Stabilität ab. Je nach Art und Intensität der Nutzung oder Störung ist die natürliche Regulation mehr oder weniger eingeschränkt, künstlich verändert oder auch ganz unterbunden. Um so höher wird dann der notwendige gesellschaftliche Aufwand zur Sicherung des Nutzungswertes oder auch zur Regeneration. Für diese Einschätzung bietet der Natürlichkeitsgrad der Vegetation als wichtiges ökologisches Standorts- und Landschaftsmerkmal eine geeignete Grundlage (SCHLÜTER 1984, 1987b).

So wie die heutige potentielle natürliche Vegetation das biotische Leistungspotential von Standorten und Landschaften kennzeichnet (TÜXEN 1956), wird die heutige reale Vegetation über ihren Natürlichkeitsgrad zu einem wichtigen Bioindikator für deren ökologischen Zustand. Er erlaubt Rückschlüsse auf den noch wirksamen Anteil an biotischer Selbstregulation als einem wichtigen Kriterium und Faktor für die reale ökologische Stabilität und das Regenerationsvermögen von Biotopen und Landschaften, die sowohl für den Naturschutz als auch für eine nachhaltige Nutzung von entscheidender Bedeutung sind.

Verbal läßt sich der Natürlichkeitsgrad der Vegetation in folgender Abstufung kennzeichnen (ELLENBERG 1963): künstlich – naturfremd – naturfern – bedingt naturfern – bedingt naturnah – naturnah – natürlich – unberührt, wobei in der Mitte noch „halbnatürlich“ eingefügt werden sollte.

Als Bezugsbasis dient immer die potentielle natürliche Vegetation, deren zonale Formationsgliederung aus den 9 Blättern der „Karte der natürlichen Vegetation Europas“ 1 : 2,5 Mio. (BOHN et al. 2000) – oder auch aus größermaßstäbigen regionalen Vegetationskarten – zu entnehmen ist. Sie dient als Vergleichsgrundlage zur real-aktuellen Vegetationsstruktur, die durch Interpretation von Satellitenbildern geeigneter, vergleichbarer Maßstäbe bei einiger Übung zu ermitteln ist, sofern nicht Karten der Nutzungsstruktur und der Holzartenzusammensetzung in den Waldgebieten (z. B. aus Nationalatlanten) zur vergleichenden Auswertung zur Verfügung stehen.

2 Beispiel aus dem nemoralen Laubwaldgebiet Mitteleuropas

In Mitteleuropa dominieren als natürliche Vegetation Laubwälder, so daß sie die wichtigste Vergleichsbasis zur Ableitung des Natürlichkeitsgrades der heutigen realen Vegetation darstellen. Das gemäßigte Klima und recht differenzierte, meist günstige Standortsbedingungen ermöglichen in der nemoralen Zone eine vielfältige land- und forstwirtschaftliche Nutzung.

Für Ostdeutschland wurde eine Skala des Natürlichkeitsgrades für alle wichtigen Nutzungsarten und -intensitäten nach folgenden Kriterien aufgestellt (SCHLÜTER 1987b):

- Strukturveränderungen gegenüber der natürlichen Vegetation;
- Anteil an Arten der natürlichen Vegetation;
- Anteil an spontan auftretenden Arten der Wildflora;
- Lebensdauer der spontanen und kultivierten Vegetation.

Daraus ergeben sich der Grad der standortsökologischen Bindung und der Indikatorwert der Artenkombination, der Kultureinfluß sowie Hinweise auf die Veränderung von Humus, Boden, Bodenleben und Mikroklima. Nach den genannten Vegetationsmerkmalen läßt sich eine Zuordnung

und Parallelisierung von Art und Intensität der forstlichen, landwirtschaftlichen und sonstigen Nutzung einschließlich Öd- oder Unland in neun Stufen des Natürlichkeitsgrades der real-aktuellen Vegetation vornehmen (vgl. Tabelle 1).

Als besonders wichtig und darum beachtenswert erwiesen sich bei der Einstufung in die Skala des Natürlichkeitsgrades zum einen Sonderstandorte mit natürlicher oder halbnatürlicher, vielfach extrazonaler Offenvegetation wie Moore, Trockenrasen, Sandfluren oder auch alpine Matten, die einen weit höheren Natürlichkeitsgrad aufweisen als offene Sekundärvegetation auf Waldstandorten wie Nutzwiesen oder Weiden. Zum anderen müssen naturnahe Nadel- oder Nadelmischwälder – wie die Kiefern- und Eichen-Kiefernwälder im östlichen Tiefland und die Fichtenwälder in den Gebirgshochlagen – von den künstlichen, „naturfernen“ Kiefern- und Fichtenforsten auf Laubwaldstandorten unterschieden und als „naturnah“ mit entsprechend hohem Natürlichkeitsgrad eingestuft werden.

Tabelle 1: Abstufung der Natürlichkeitsgrades der Vegetation in Mitteleuropa (nach SCHLÜTER 1987, verändert).

Stufe	Waldflächen	Agrarflächen	Sonstige Nutzung und Ödland
0	künstlich	---	landwirtschaftl. Deponiefläche ohne Vegetation
1	naturfremd	---	anthropogen vegetationslose Fläche: Bebauung, Versiegelung, Verkehrsanlage usw.
2	bedingt naturfremd	---	Acker ohne spezifische Segetalvegetation
3	bedingt naturfern	Kahlfläche mit Schlagvegetation	einjährige Ansaat, Rekultivierung
4	sehr naturfern	Wildfutteranbau	Acker mit spezifischer Segetalvegetation
5	naturfern	Forstbaumschule; Schonung, Dickung, Holzplantage	Ödland mit einjähriger Ruderalvegetation
6	bedingt naturfern	degradierter Kunstforst	Kunstrasen, Grünanlage, Nutzgarten, ausdauernde Begrünung
7	halb-natürlich	Forst mit spezif. Bodenvegetation	Obstgarten, Schutzpflanzung, Ödlandaufforstung
8	bedingt naturnah	regenerierender „Halbforst“	regenerierendes Ansaatgrasland, Intensivweide
9	naturnah	regenerierender „Halbforst“	gepflegter Garten und Park, spontane Pioniervegetation
10	naturnah	naturnaher Wirtschaftswald, Restgehölz	Streuobstwiese, alter Obst- u. Weingarten, Landschaftspark, ausdauernde Ödlandvegetation
11	naturnah	regenerierender „Halbforst“	aufgelassenes Grünland mit Vorwaldstadien, Extensivweide
12	naturnah	naturnaher Wirtschaftswald, Restgehölz	„Waldpark“, naturnahe Hecke, Flurgehölz; sekundäre Heide, Trockenrasen, Ried etc.
13	naturnah	naturnaher Wirtschaftswald, Restgehölz	Extensivweide oder -mäh in naturnaher Offenvegetation
14	naturnah	naturnaher Wirtschaftswald, Restgehölz	naturnahes Moor, Ried, Röhricht, Trockenrasen und andere Offenvegetation
15	natürlich	Natur-/Urwald	---
16	natürlich	Natur-/Urwald	Totalreservat mit natürlicher Vegetation: Wald, Moor, Ried, Trockenrasen u. ä. m.

Die am Beispiel Ostdeutschlands für das zentrale Europa aufgestellte Skala des Natürlichkeitsgrades der Vegetation (Tabelle 1) ermöglicht eine vegetationsökologische Bewertung von Flächen einheitlicher Nutzung je nach Nutzungsart und -intensität sowie deren Kartierung in großen Maßstäben. Mittel- bis kleinmaßstäbige Darstellungen zusammengesetzter, heterogener (chorischer) Landschaftsräume erfordern bei der Definition und Abgrenzung von Kartierungseinheiten immer die Anwendung des geographischen Mosaikprinzips (vgl. SCHLÜTER 1979). Dies gilt sowohl für die Karte der natürlichen Vegetation Europas im Maßstab 1 : 2,5 Mio. als auch für die Kartierung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation in mittleren bis kleinen Maßstäben (SCHLÜTER 1985).

Da beim Natürlichkeitsgrad der entscheidende Formationscharakter unmittelbar von der Nutzungsart abhängt, sind die Kartierungsgrenzen immer Nutzungsgrenzen; sie sind in größerem bis mittlerem Maßstab Karten der Flächennutzung oder Luftbildern, bei kleinen Übersichtsmaßstäben – wie in unserem Fall – Satellitenbildern zu entnehmen. Auf diesem Wege ist die Erfassung und Kartierung des aktuellen ökologischen Vegetationszustandes mit vertretbarem Aufwand auch für größere Gebiete möglich. Der abgestufte Natürlichkeitsgrad der real-aktuellen Vegetation ergibt sich dann durch den Vergleich mit der potentiell-natürlichen Vegetation.

Bei der Ausscheidung zusammengesetzter (chorischer) Kartierungseinheiten ist zwischen Dominanz- und Kombinationsmosaiktypen zu unterscheiden. Für das ostdeutsche Beispiel ergab sich folgende Rangfolge der Dominanztypen nach zunehmendem Natürlichkeitsgrad (SCHLÜTER 1991, 1992):

1. Technogene Gebiete (urban/künstlich),
2. Ackerbau-Agrargebiete (naturfremd),
3. Grünlandgebiete (halbnatürlich-naturfremd),
4. Forstgebiete mit standortsfremden Holzarten (naturfern)
5. Waldgebiete (naturnah-natürlich).

Je nach den Flächenanteilen der am Mosaik beteiligten Grundtypen werden Mischgebiete als Kombinationsmosaiktypen entsprechend ihrem mittleren Natürlichkeitsgrad in die Rangfolge der Skala eingefügt. Sie weisen eine sehr unterschiedliche biotische Diversität auf, die für die vegetationsökologische Bewertung ebenfalls von großer Bedeutung ist (vgl. SCHLÜTER 1980). Insbesondere zeichnen sich – vor allem im pleistozänen Tiefland – Ausbildungen mit Seen durch eine hohe biotische Diversität aus, bedingt durch meist noch naturnahe Vegetation an den Ufern und im seenahen Bereich, so daß sie jeweils die Unterstufe mit dem relativ höchsten Natürlichkeitsgrad darstellen. Das Prinzip dieser Gliederung wird durch die Legende eines zentraleuropäischen Kartierungsbeispiels 1 : 1 000 000 verdeutlicht (Tabelle 2).

3 Landnutzung und Natürlichkeitsgrad in anderen Vegetationszonen

Gegenüber dem von Laubwäldern dominierten Zentraleuropa schränken sich jedoch die Möglichkeiten einer landwirtschaftlichen Nutzung nach Nordosten hin mit abnehmender Wärme und Verkürzung der Vegetationsperiode in den borealen Nadelwaldzonen immer mehr ein – bei gleichzeitiger Abnahme der Siedlungsdichte und der Nutzungsintensität. Nur in gut zugänglichen Gebieten der Taiga wird der natürliche Nadelwald zunehmend intensiv genutzt, und es herrschen dann Kahlflächen und Regenerationsbestände oder Aufforstungen mit natürlichen Nadelhölzern, vor allem den dort heimischen Fichten (*Picea abies*, *P. obovata*), so daß hier künstliche Bestände der bodenständigen Nadelholzarten und keine Forstgesellschaften im strengen Sinne entstehen. Auf Brandflächen siedelt sich spontan die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) an und bildet sekundäre Pionierwaldtypen. Ferner gibt es extensive und auch intensivere Graswirtschaft, während der Ackerbau weitgehend und nach Norden hin vollkommen fehlt, so daß eine spezifische Segetalvegetation kaum entwickelt ist. In der arktischen Tundra ist die Nutzung auf vielfach noch nomadische Weidewirtschaft beschränkt, die bei zu hohem Weidedruck zu Degradation und Zerstörung vor allem der Flechtentundra führen kann. In der Strauchtundra und besonders in den Mooren ist auch eine Vegetationszerstörung durch Torfabbau möglich.

Tabelle 2: Skala der Mosaiktypen der Flächennutzung als Ausdruck des Natürlichkeitsgrades der Vegetation für Mittel- und Ostdeutschland (Legende zur Karte 1 : 1 Mio. nach SCHLÜTER 1992).

Hauptstufen		Kartierungseinheiten	
1.	Technogene Gebiete urban/künstlich	1.1	Industrie-Urbaugebiet
		1.2	Tagebaugebiet
2.	Agrargebiete naturfremd	2.1	monotones Intensiv-Ackerbaugebiet
		2.2	differenziertes Ackerbaugebiet
		2.3	(Wald-/Forst-)Ackerbaugebiet
3.	Agrarmischgebiete naturfern-naturfremd naturfern (-nah)-naturfremd	3.1	Grünland-Ackerbaugebiet
		3.2	Forst-Ackerbaugebiet
		3.3	Forst-Grünland-Ackerbaugebiet
		3.4	Wald-Ackerbaugebiet
		3.5	Wald-Grünland-Ackerbaugebiet
		3.6	Seen-Agrarmischgebiet
4.	Grünlandgebiete halbnatürlich-naturfremd	4.1	Grünlandgebiet
		4.2	Wald-(Forst-)Grünlandgebiet
5.	Forst- und Waldmischgebiete naturfremd-naturfern naturfremd-naturnah	5.1	Agrar-Forstgebiet
		5.2	Seen-Agrar-Forstgebiet
		5.3	Agrar-Waldgebiet
		5.4	Seen-Agrar-Waldgebiet
6.	Forstgebiete naturfern	6.1	(Agrar-)Forstgebiet
		6.2	Devastiertes Forstgebiet *
		6.3	Forstgebiet
		6.4	Seen-Forstgebiet
7.	Wald-Forstgebiete naturfern-naturnah	7.1	(Agrar-)Wald-Forstgebiet
		7.2	Wald-Forstgebiet
		7.3	Seen-Wald-Forstgebiet
8.	Forst-Waldgebiete naturnah-naturfern	8.1	(Agrar-)Forst-Waldgebiet
		8.2	Forst-Waldgebiet
		8.3	Seen-Forst-Waldgebiet
9.	Waldgebiet naturnah-natürlich	9.1	(Agrar-)Waldgebiet
		9.2	Waldgebiet
		9.3	Seen-Waldgebiet

* militärisches Übungsgelände

Eine ähnliche Abfolge tritt zum europäischen Osten hin mit zunehmender Kontinentalität und Aridität auf, wo in der Waldsteppen- und Steppenzone vor allem auf Schwarzerde großräumig z.T. relativ intensiver Ackerbau – von Schutzpflanzungen durchzogen – dominiert. Daneben gibt es aber auch Weidewirtschaft in oft degradierten Restflächen der Steppe, in Flußtälern sogar intensivere Weide- und Wiesenwirtschaft. Halbwüste und Wüste erlauben dann wegen ihrer extremen Trockenheit nur noch eine extensive, sporadische Beweidung, während Landbau allenfalls in sehr beschränktem Maße bei Bewässerung – mit all ihren ökologischen Risiken und Folgen – möglich erscheint. Entsprechend der abnehmenden Nutzungsintensität ist demnach in Richtung Norden und Osten mit einer stetigen Zunahme des Natürlichkeitsgrades der Vegetation in Quantität und Qualität zu rechnen.

4 Ausblick auf eine europaweite Umsetzung

Für alle auf der Europakarte ausgewiesenen Vegetationszonen läßt sich eine Abfolge des Natürlichkeitsgrades aufstellen zwischen anthropogen vegetationslos – durch Vegetationszerstörung, Bebauung oder Versiegelung – und natürlicher Vegetation der entsprechenden Formation mit ihrer spezifischen

Struktur. Die Skala des Natürlichkeitsgrades wird dann vielfach einfacher und kürzer sein als bei unserem mitteleuropäischen Beispiel, jedoch lassen sich die Stufen in die Abfolge einordnen, so daß vergleichbare Natürlichkeitsgrade abgeleitet und mit denen Zentraleuropas parallelisiert werden können. Nach dem erläuterten Prinzip sind dann für kleinmaßstäbige Übersichten auf der Grundlage der Vegetationskarte Europas anhand von Satellitenbildern die realen Dominanz- und Kombinationsmosaiktypen zu ermitteln und in die richtige Rangfolge zu bringen.

Das Ziel besteht darin, für alle ausgewiesenen Vegetationsformationen Europas eine Parallelisierung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation zu erreichen, um zu vergleichbaren ökologischen Bewertungen zu kommen. Sie geben Auskunft über die natürliche ökologische Stabilität, das Regenerationsvermögen, das Nutzungspotential und die Schutzwürdigkeit. Wenn auch diese wichtigen ökologischen Informationen der Karte der natürlichen Vegetation Europas (BOHN & NEUHÄUSEL 2000) nicht unmittelbar zu entnehmen sind, so bietet sie doch die beste Grundlage für eine vergleichende vegetationsökologische Bewertung der Nutzungsstruktur anhand von Satellitenbildern.

Literatur

- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- ELLENBERG, H. (1963/1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – Stuttgart (Ulmer) 1096 S.
- SCHLÜTER, H. (1979): Zum Mosaikaspekt der geographischen Landschaftsforschung. – Doc. Phytosoc. (N. S.) 4: 893-902.
- SCHLÜTER, H. (1980): Biotische Diversität und ihr Regenerationsvermögen in der Landschaft. – Peterm. Geogr. Mitt. 124: 19-22.
- SCHLÜTER, H. (1984): Kennzeichnung und Bewertung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation. – Acta Bot. Slov. Acad. Sci. Slov., Ser. A: Taxonomica Geobotanica, H. Suppl., 1: 277-282.
- SCHLÜTER, H. (1985): Kartographische Darstellung und Interpretation des Natürlichkeitsgrades der Vegetation in verschiedenen Maßstabsbereichen. – Wiss. Abh. Geogr. Ges. DDR 18: 105-116.
- SCHLÜTER, H. (1987a): Vegetationsmerkmale zur Kennzeichnung und Bewertung von Hemerobie und ökologischer Stabilität. – Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen Bd. 1. – Halle (Saale, Martin-Luther-Univers.), Wiss. Beitr. 1987/4 (P26): 13-19.
- SCHLÜTER, H. (1987b): Der Natürlichkeitsgrad der Vegetation als Kriterium der ökologischen Stabilität der Landschaft. – In: MIYAWAKI, A.; BOGENRIEDER, A. & OKUDA, S. [Hrsg.]: Vegetation Ecology and Creation of New Environments: proceedings of the international symposium in Tokyo and phytogeographical excursion through central Honshu. – Tokyo, S. 93-102.
- SCHLÜTER, H. (1991): Mosaiktypen des Natürlichkeitsgrades der heutigen aktuellen Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Phytocoenosis (N. S.) 3(2): 273-278.
- SCHLÜTER, H. (1992): Vegetationsökologische Analyse der Flächennutzungsmosaike Nordostdeutschlands – Natürlichkeitsgrad der Vegetation in den neuen Bundesländern. – Naturschutz und Landschaftsplanung 24(5): 173-180, (mit Kartenbeilage).
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoziol. (Stolzenau/Weser) 13: 5-42.

Anschrift des Autors:

Dr. rer. nat. habil. Heinz Schlüter

Schillbachstr. 39

07743 Jena

DEUTSCHLAND

E-mail: bio@schlueter-jena.de

Natural and Current Vegetation of Denmark with Reference to Biodiversity

Natürliche und aktuelle Vegetation Dänemarks unter Berücksichtigung der Biodiversität

PETER VESTERGAARD

Abstract

In the map of potential natural vegetation of Denmark about 93 % of the area is covered by deciduous forest, mainly beech forest. The remaining area is occupied by coastal biotopes, open inland biotopes and freshwater areas. The current Danish landscape is dominated by arable land, urbanization and infrastructure (76 %), while the forest area is reduced to 11 % and open inland biotopes occupy 9 %.

The potential natural vegetation includes five high priority NATURA 2000 types. These types are also present in the current landscape, but are supplemented by four high priority types of anthropogenic nature, e.g., species-rich grasslands.

The forest covering the Danish landscape before introduction of agriculture (about 4000 BC) was different from the forest shown by the map of natural vegetation, because the beech did not spread in the landscape until after introduction of agriculture.

Species richness is an important element in biodiversity. A tentative comparison based on the expression Σ (species density in typical stands of the unit/type x unit/type area in per cent of the total land area) indicates, that the overall species density of vascular plants in the current landscape may be lower than in the potential natural landscape. This is due to dominance of arable land in the current landscape. The total number of species is however higher in the current Danish landscape as a whole, due to introduced species.

Zusammenfassung

Nach der Karte der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) von Dänemark sind ca. 93 % der Landesfläche von Laubwald – vornehmlich Buchenwald – bedeckt. Die übrige Fläche nehmen Küstenbiotop, offene Binnenlandbiotop (z. B. Moore) und Süßwasserflächen ein. Die heutige Landschaft Dänemarks wird dagegen vorwiegend (zu 76 %) von Äckern, Grünland, Siedlungen, städtischer Bebauung, Gewerbe- und Verkehrsflächen eingenommen, während die Waldfläche auf 11 % geschrumpft ist und offene Binnenlandbiotop 9 % der Fläche bedecken.

Die PNV enthält 5 prioritäre NATURA 2000-Lebensraumtypen. Diese sind auch noch in der heutigen Landschaft vertreten und werden hier um 4 kulturbedingte prioritäre Lebensraumtypen ergänzt, nämlich artenreiches Grünland.

Das Waldkleid der dänischen Landschaft vor Inkulturnahme, etwa um 4000 v.Chr., unterschied sich deutlich von dem in der Karte der heutigen PNV, denn die Buche hat sich erst nach Beginn der landwirtschaftlichen Nutzung ausgebreitet und ihr jetziges Areal erobert.

Artenreichtum ist ein wichtiger Bestandteil der Biodiversität. Eine überschlägige Berechnung anhand der Formel: Artendichte in typischen Beständen der Vegetationseinheit mal prozentualer Flächenanteil der Einheit an der Gesamtfläche – zeigt, daß die Gesamtartenvielfalt von Gefäßpflanzen in der heutigen Landschaft niedriger sein dürfte, als in der PNV-Landschaft. Dies hat seine Ursache im

aktuellen Vorherrschenden der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Die absolute Gesamtzahl der Arten in der Landschaft liegt dagegen höher wegen der vielen eingeführten und neu zugewanderten Arten

1 Introduction

Up until now, little attention seems to have been devoted to the possible use of potential natural vegetation as a baseline for evaluation of current landscape patterns (cf. RICOTTA et al. 2000). This is due to problems involved in estimating and mapping potential natural vegetation of a given area of land, especially if the area is subjected to intensive land use, as is mostly the case in the European lowlands. The completion of the Map of Natural Vegetation of Europe at the scale 1 : 2 500 000 (hereafter 'the European map') now provides us with a tool for comparing current and potential natural vegetation of Europe, and thereby enables us to discuss, e.g., the role of humans in relation to the development and structure of contemporary landscapes. In the present paper, the relationship between potential natural and current vegetation of Denmark will be dealt with in order to estimate the impact of human land use upon natural biodiversity of the Danish landscape.

Table 1: Vegetation units of the Map of Potential Natural Vegetation of Denmark. 'Local species density' refers to the number of species normally found within a stand (ca. 25 x 25 m) of the unit. 'Weighted species density' is local species density multiplied by the area (%) of the unit. Units more or less corresponding to NATURA 2000 habitat types are marked as follows: x: NATURA 2000 type, o: high priority NATURA 2000 type, xx: includes several NATURA 2000 types, xo: includes several NATURA 2000 types, one or several of which are of high priority.

Natural vegetation						
Natura 2000	Mapping unit		Area (ha)	Area (%)	Local species density	Weighted species density
x	F8	Oligotrophic birch-oak forest	560,700	13.0	20	260
X	F37	Oak-hornbeam forest	77,300	1.8	25	45
X	F79	Oligotrophic beech forest	1,525,400	35.4	10	354
x	F108	Meso-eutrophic beech forest	1,718,400	39.9	25	998
x	F109	Beech forest on limestone	9,900	0.2	30	6
O	T1	Wet alder woodland	55,000	1.3	30	39
	U28	Oak-ash-elm-alder polder forest	61,500	1.4	25	35
Xx	P4	Baltic sand dune complex	2,200	0.1	60	6
Xo	P5	NW European sand dune complex	107,500	2.5	60	150
Xx	P19	W European salt marsh vegetation	6,600	0.2	40	8
X	P22	Baltic coastal saline grassland	15,700	0.4	40	16
O	E10	Frisian-Danish coastal dune heath	75,300	1.8	15	27
O	S8	Sphagnum magellanicum raised bog	22,000	0.5	15	8
Xx	R1	Freshwater areas incl. R1 (= tall reed swamps)	70,000	1.5	---	---
		Total	4,307,500	100.0		1,952

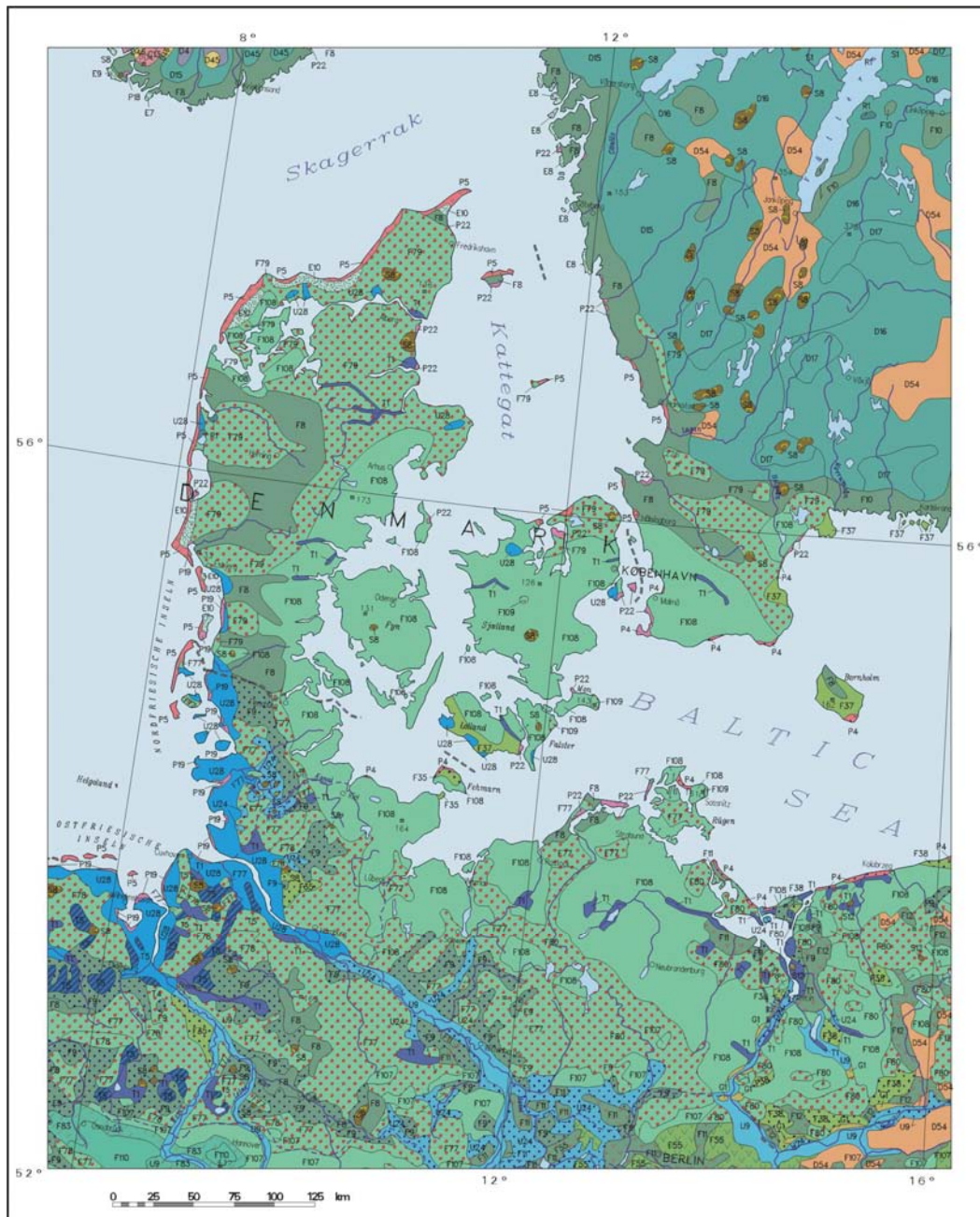


Figure 1: Potential natural vegetation of Denmark. For explanation of the map units, see Table 1.

2 The natural vegetation of Denmark

According to the European map (see Figure 1 and Table 1), about 93 % of the total land area of Denmark is judged to be covered by different types of deciduous forest under natural conditions. The remaining area is occupied by coastal biotopes, open inland biotopes and freshwater areas (Figure 2). The map of the potential natural vegetation of Denmark includes 14 vegetation units. In Table 1, the area of each unit has been estimated in hectares as well in percent of the total land area. Below, the distribution pattern of the units in relation to geomorphology and climate will be dealt with (cf. JACOBSEN 1989). Special attention will be given to units which occupy small areas, but for which the Danish occurrences seem to represent the major part of their total European distribution.

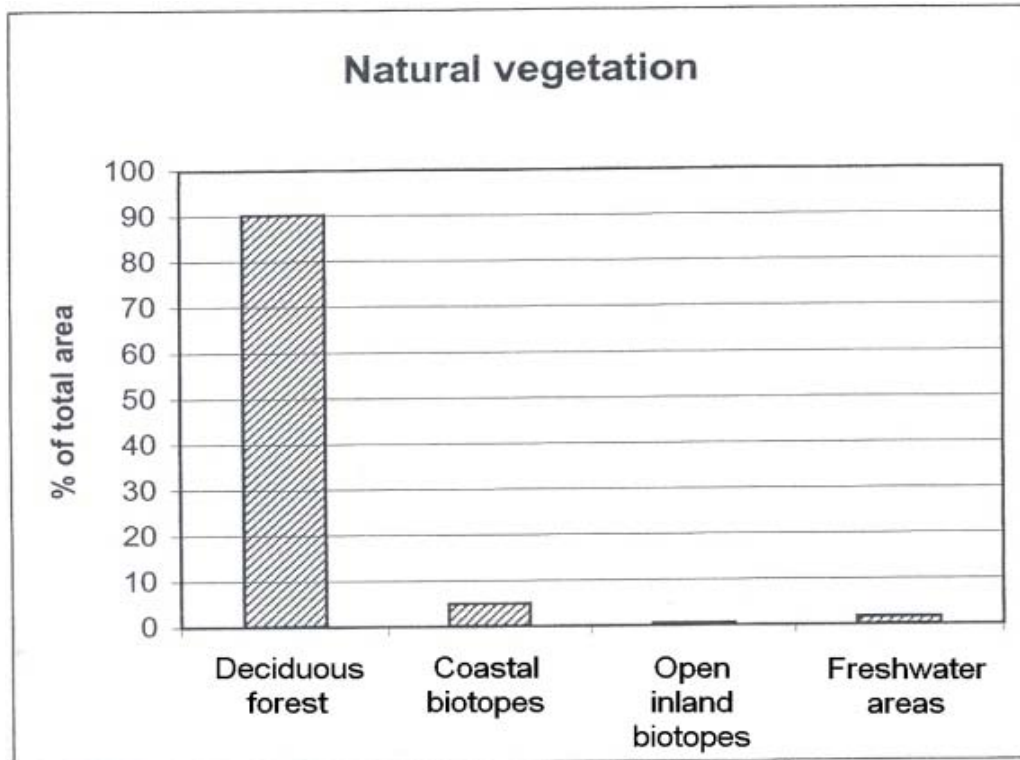


Figure 2: Potential natural vegetation of Denmark: Relative area occupied by the main groups of vegetation units.

2.1 Forest units

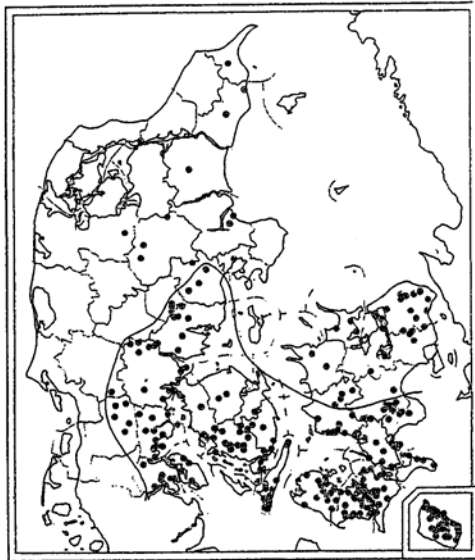
The forests include seven units. The most important units on dry soil are F108 (meso-eutrophic beech forest), mostly on clayey moraine in the southeastern part of the country, F79 (oligotrophic beech stationary line of the ice during the Weichsel glaciation). The area covered by beech forest constitutes 76 % in total.

Two forest units are found exclusively on moist or wet soil: T1 (alder woodlands), mostly along lakes and in wet glacial and late glacial valleys, but of which only some of the more important potential occurrences are depicted in the European map, and U28 (polder forests), predicted as being the natural type of vegetation of reclaimed, low-lying coastal areas.

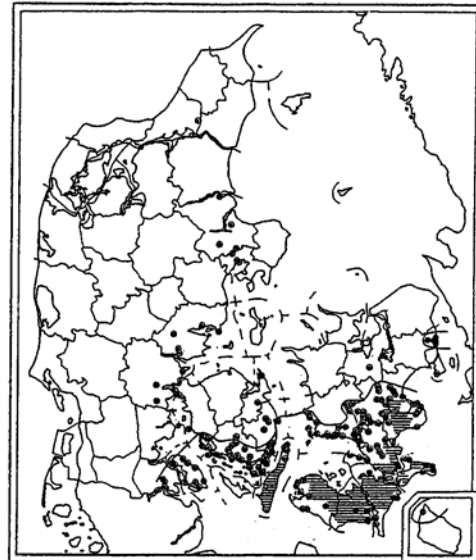
Two units that occupy only small areas, but for which the Danish occurrences represent their major distribution in the European map, are F37 (oak-hornbeam forest) and F109 (beech forest on calcareous soil).

The south Scandinavian oak-hornbeam forest is restricted to southern Lolland and Bornholm. Hornbeam (*Carpinus betulus*) grows wild in the southeastern part of the country (Figure 3A), probably due to relatively high summer temperatures, and on southern Lolland is furthermore favoured by heavy clays (MØLLER & STAUN 1998). *Acer campestre*, an important understorey shrub in the oak-hornbeam forest, is even more restricted to the southeastern part of the country (Figure 3B). The occurrence of the oak-hornbeam forest on the isle of Bornholm in the Baltic may be seen in connection with the scattered occurrences in southeastern Sweden.

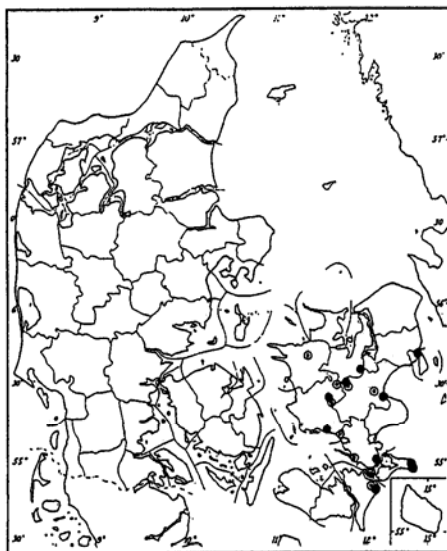
Beech forest with *Cephalanthera* species on calcareous soil is found at a few localities in the southeastern islands (Figure 3C). The total distribution of this forest type seems to be very restricted; besides the Danish occurrences this north subatlantic unit occurs on the European map only on the isle of Rügen.



A. *Carpinus betulus*



B. *Acer campestre*



C. *Cephalanthera damasonium*

Figure 3: Distribution in Denmark of some species diagnostic for map units F37 and F109. Occurrences north of the line in A and B are judged to be due to escape from cultivation.

A and B from Ødum (1965), C from Grøntved (1948).

2.2 Coastal units

Open, coastal units, occupying about 5 % of the land area, include two types of halophytic vegetation: P19: tidal salt marshes, restricted to the Wadden Sea, and P22: salt and brackish grasslands along low-tidal coasts. Especially P22 is, however, much more widely distributed along Danish sheltered coasts than shown in the European map (cf. VESTERGAARD 2000).

Also the sand dune unit, P5: the northwest European 'Atlantic' dune vegetation complex, is more common along Danish exposed coasts than shown in the map. The Baltic dune unit, P4, is found in Denmark only on the isle of Bornholm.

The fifth coastal unit, E10: dune heath on acid sand dominated by *Empetrum nigrum* along the west coast of Jutland seems to be a nearly exclusively Danish vegetation unit. The unit is regarded as being the terminal stage of dune succession (climax), or at least a very stable subclimax, in the dune row of west Jutland (RIIS-NIELSEN et al. 1991).

2.3 Open inland and freshwater units

Inland, treeless units are represented on the European map within Denmark by S8: raised bog with *Sphagnum magellanicum*, which is found scattered in the landscape in Denmark as well as in southern Sweden. Freshwater areas such as lakes and rivers, which occupy about 1,7 % of the land area, include one map unit: R1, tall reed swamp. In the map this unit is shown at two localities. However, the unit is very common in Denmark along sheltered banks of lakes.

3 Current land use and vegetation of Denmark

In the present Danish landscape, about 76 % of the total area is occupied by arable land, urbanization and infrastructure (Figure 4). Accordingly, the proportion of the country left to relatively natural development is reduced to about 24 %. This area is occupied by 12 main types of vegetation (Table 2). Six of these types are not represented on the European map being of anthropogenic nature. The remaining types include European map units either present in a more or less unchanged extension or strongly reduced. Below, the occurrence of the 12 current vegetation types will be discussed in relation to the vegetation units of the European map.

3.1 Forests

In the current landscape, the forest area including dune plantations is reduced to about 11 % of the area (Table 2). The minimum total forest area, 4 %, was found around year 1820; since that time the forest area has gradually increased due to afforestation. Only about 17 000 ha of the current forest area is unmanaged or managed according to traditional practises (coppicing, grazing etc.). The remaining forest area is mostly intensively cultivated (BUCHWALD et al. 2001, RUNE 2001).

The cultivated forests are dominated by introduced coniferous tree species (about 62 % of the forested area): *Picea spp.*, *Pinus spp.*, *Abies alba* etc., which are not part of the natural forest vegetation. Stands of deciduous trees (mostly beech and oak) make up the remaining area. The deciduous forest, which makes about 93 % of the potential natural vegetation, is reduced to about 4% in the current landscape, most of which is cultivated forest.

3.3 Open inland biotopes

In the inland areas of the European map, treeless biotopes were represented only by raised bogs, constituting less than 1 % of the area. In the current landscape, open inland biotopes make up about 9 % of the total area, including a large variety of types and plant communities, combined into five groups: grasslands, fresh meadows, fens and mires (including raised bogs), heathlands and small, rural biotopes (hedges, roadsides etc.) (Table 2). Apart from the raised bogs and probably some types of

minerotrophic fens, these vegetation types are not supposed to be part of the natural vegetation, or at least as small patches only.

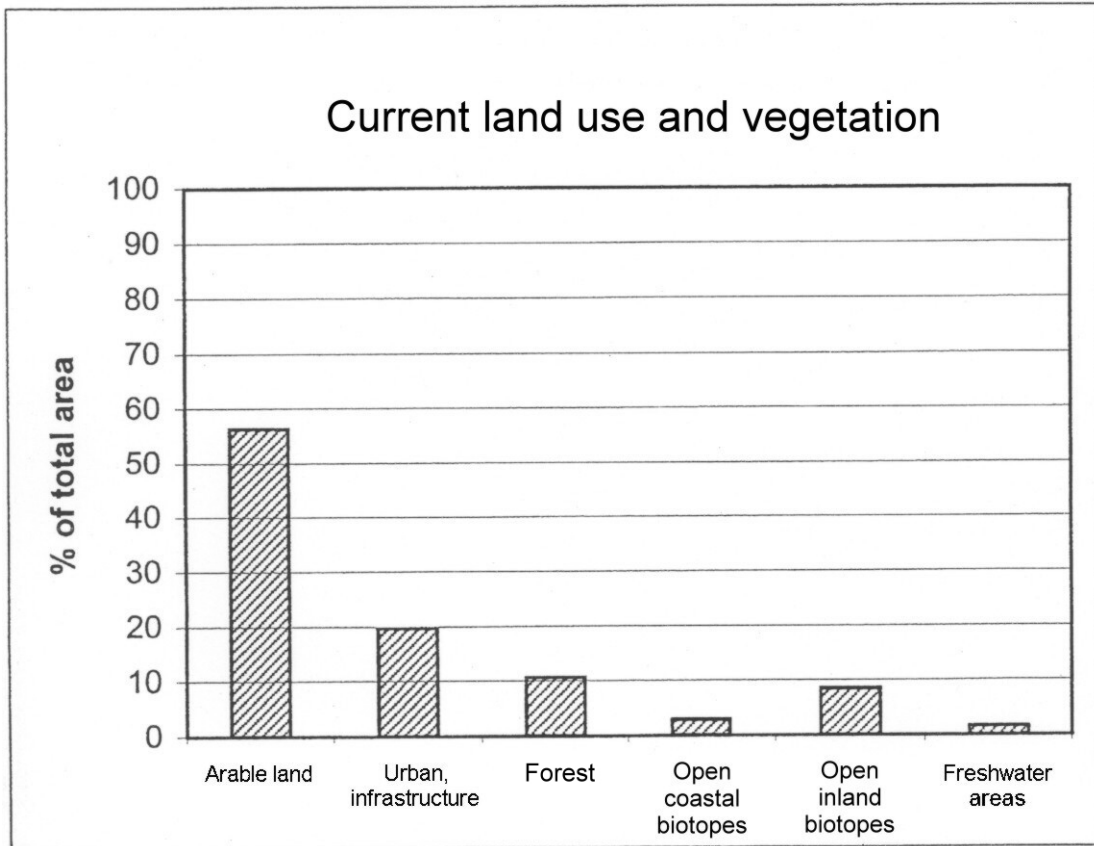


Figure 4: Current land use/vegetation of Denmark: Relative area occupied by the main groups of land use/vegetation types.

Grasslands originate from heavy grazing of forests during the centuries before year 1805, at which time the Danish forests began to be regulated by law (EJRNÆS & BRUUN 1998). Fresh meadows originate from felling, drainage and grazing of wet forests, mainly alder forests, which in former times occupied large areas in moist valleys and along banks of lakes and rivers. Minerotrophic fens are present as patches in open land as well as in natural wet, undrained forests (LARSEN & VIKSTRØM 1995).

Heathlands originate from felling of oligotrophic forests on sandy soils followed by a few years of cultivation and subsequent invasion of heathland chamaephytes, favoured by grazing and leaching of the soil (HANSEN 1970, HANSEN 1971, RIIS-NIELSEN et al. 1991). The maximum extension of heathland occurred around the year 1800 (Figure 5). Since that time most heathland areas have been recultivated or afforested. Heathlands may include inland dunes.

4 Natural and current vegetation in relation to NATURA 2000

According to the Flora-Fauna-Habitats Directive of 1992, EU countries have committed themselves to protect valuable natural habitat types within NATURA 2000 sites (FF-Habitat areas). Nearly 200 natural habitat types have been named on the European level. In Denmark more than 50 of these types, including 13 high priority types, occur (BUCHWALD & SØGAARD 2000).

Nearly all vegetation units in the Danish part of the European map of potential natural vegetation correspond more or less to one or several NATURA 2000 habitat types (Table 1). Three units correspond to specific high priority types: T1 (wet alder woodland) (91E0), E10 (dune heath) (2140), and S8 (raised bog) (7110), and one unit, P5 (NW European sand dune complex) includes several high priority types: Dunes with *Juniperus* spp. (2250) and stable dunes with herb vegetation (2130).

Table 2: Current land use/vegetation types of Denmark (Compiled from various sources, mainly statistics from the Ministry of Environment and Energy). For explanation, see Table 1.

Current land use and vegetation					
Natura 2000	Land use/vegetation type	Area (ha)	Area (%)	Local species density	Weighted species density
Xx	Deciduous forest	162,000	3.8	25	95
	Coniferous forest	269,000	6.2	10	62
	Dune plantation	30,000	0.7	15	11
Xo	Grassland	26,200	0.6	60	36
Xx	Fresh meadow	103,700	2.4	40	96
Xx	Heathland	46,900	1.1	15	17
Xo	Fen and mire	91,400	2.1	20	42
	Small, rural biotopes	102,000	2.4	20	48
Xx	Salt marsh	43,600	1.0	40	40
Xo	Sand dune	50,000	1.2	60	72
O	Dune heathland	35,000	0.8	15	12
	Arable land	2,426,700	56.3	10	563
	Urban/infrastructure areas	851,000	19.8	–	–
Xx	Freshwater areas	70,000	1.6	–	–
	Total	4,307,500	100.0		1,094

In the current Danish landscape these types are still present. But the current landscape further includes several NATURA 2000 habitat types which are not depicted on the European map. Specifically, grasslands, fresh meadows, heathlands and fens and mires each include more than one NATURA 2000 habitat type, several of which are high priority types: grassland on calcareous soil (6120), species-rich grassland on acid soil (6230), calcareous fen with *Cladium mariscus* (7210) and springs (7220).

5 Natural vs. current vegetation in relation to Holocene vegetation development

The difference between current vegetation and the natural vegetation as shown by the European map, is largely ascribed to the influence of humans. It may therefore be of interest to compare the European map with the vegetation at the time when significant influence of humans started. This happened at the transition to the Neolithic about 4000 BC. Before that time, about 90 % of the land was covered by forest (Figure 6) as is also the case on the European map. After that time, humans increasingly influenced the landscape by felling, grazing and cultivation. This is demonstrated by the declining forest curve in Figure 6.

The composition of the ancient forest was however different from the natural forest shown in the European map. Specifically, in the example of Figure 6, which represents a locality in southern Sealand, the ancient forest was dominated by *Corylus*, *Tilia*, *Ulmus*, *Alnus* and *Quercus*, whereas *Fagus*, which characterizes the unit F 108, was not yet present. The beech, which today forms the most important type of deciduous forest in Denmark (in terms of area), immigrated about 2000 BC and spread over the country parallel to the general decline in the forest area during the Iron Age and the Viking Age (MØLLER & STAUN 1998).

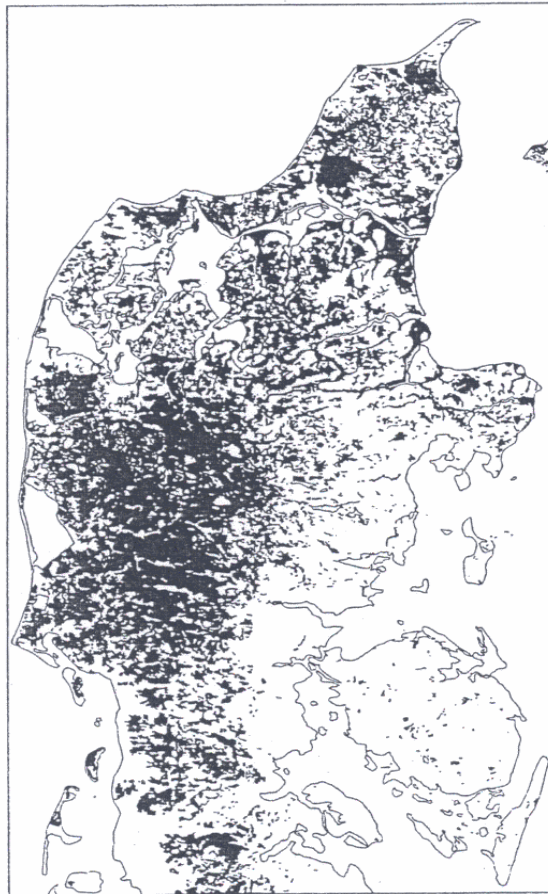


Figure 5: Distribution of heathland in Jutland about year 1800. (from HANSEN 1970)

6 Biodiversity aspects

According to the definition in the UN convention from 1992, richness of species is one of several important elements in the concept of biodiversity (cf. PRIP et al. 1995). Accordingly, richness of species of vascular plants can be used as one of the indicators for biodiversity.

To be able to tentatively discuss biodiversity in relation to current and potential natural vegetation of Denmark, species density (number of species per unit area) of vegetation units and types have been estimated on the basis of PÅHLSSON (1994). In this publication, Nordic types of vegetation have been described and their specific species density given as the number of species of vascular plants normally found within a surveyable ('överblickbar') stand of the type, i.e. the number of species within ca. 25 x 25 m. For arable land (cultivated fields) a density of 10 weed species within 25 x 25 m has been used. The figures are given in Tables 1 and 2.

In the natural vegetation, species density varies between 10-15 species in oligotrophic beech forest, dune heath and raised bog, and 40-60 species in coastal units. The total number of species occurring within a unit may, however, be much higher due to high local habitat diversity. Thus, natural forests may not only include the typical forest floor species, but also species occurring in wet and grazed spots etc. in the forest.

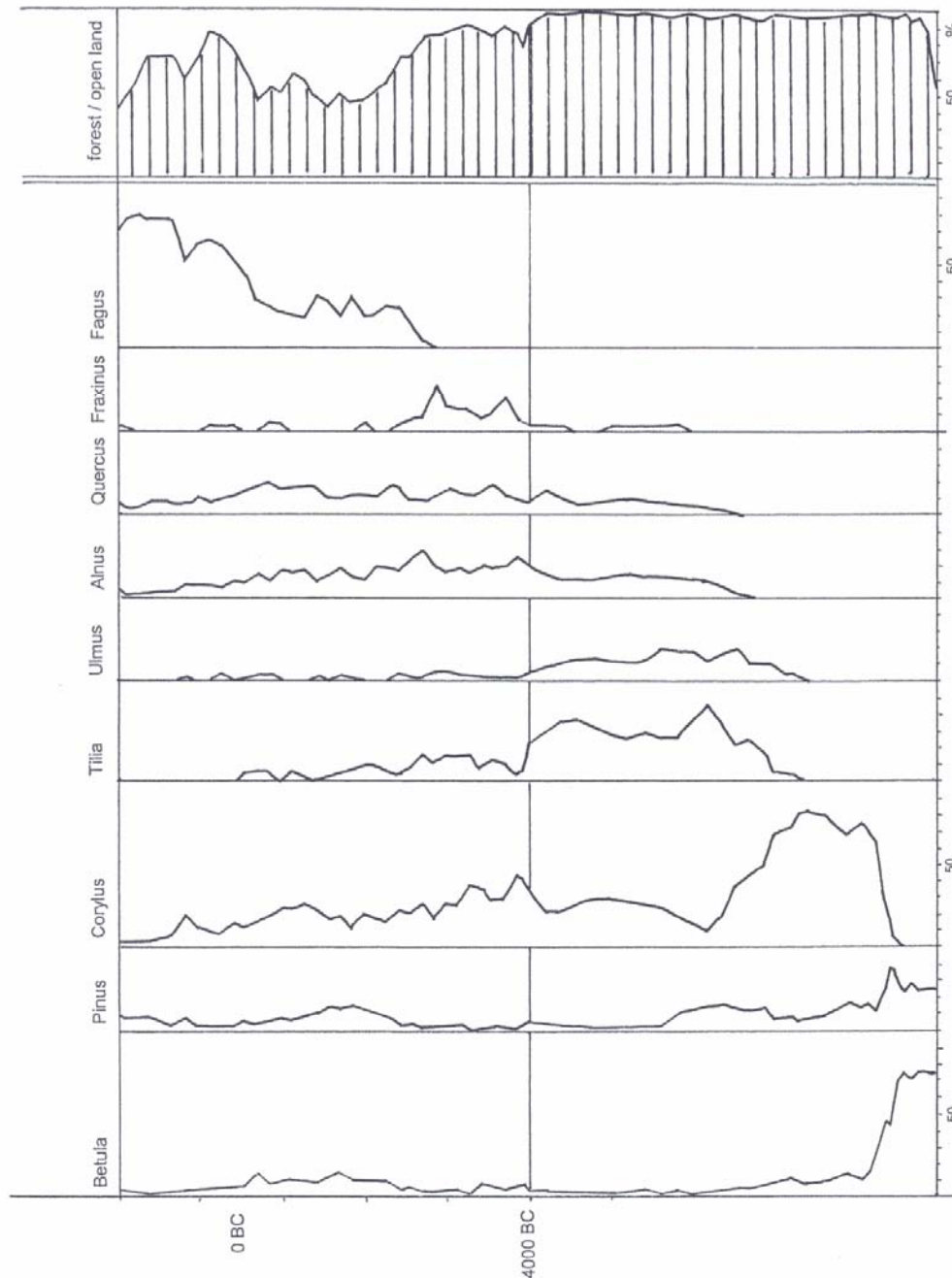


Figure 6: Pollen diagram showing Holocene vegetation development in eastern Denmark. Locality: Even near Præstø, southern Sealand. The per cent values have been corrected for varying pollen production. The horizontal line at the year 4000 BC indicates the transition from Mesolithic to Neolithic (introduction of agriculture). To the right the development in the relative distribution of forest (hatched) and open land. (redrawn from ANDERSEN 1977, after MIKKELSEN 1949)

Furthermore, in the current vegetation some low species density types have been added due to influence of humans. Thus, coniferous plantation, arable land (weed communities) and heathland are relatively low in species density. On the other hand, cultural types of very high species density, like grasslands and fresh meadows, also occur in the current landscape.

To get a tentative impression of the difference in overall species density between the natural vegetation as shown by the European map, and the current vegetation, the figures of species density in Tables 1 and 2 have been weighted by the relative area of the respective units and types. When the values of Σ (species density x area in %) for natural and current vegetation are compared (1952 and 1094, respectively), it appears that the overall species density may be lower in the current landscape than in the natural landscape. This is mostly due to the fact that the current landscape is dominated by arable land. The presence in the cultural landscape of small areas of high density types, like species-rich grasslands, is far from being able to counterbalance the dominance of the arable fields.

The biodiversity of the Danish landscape generally has declined during the last century. This is due to the intensification of agriculture with fertilization, use of pesticides, drainage and removal of small biotopes as well as to declining use of meadows and salt marshes for grazing. The result is fragmentation of the landscape and decline in population size of indigenous species (PRIP et al. 1995). In return, the total number of species of vascular plants has never before been as high as it is today (2675 species), caused by introduction of many species. The introduced species may damage biotopes which are naturally species-poor, or they may become invasive and thereby outcompete indigenous species (WIND 2000).

Possibly, maximum biodiversity of the Danish landscape since the beginning of the Neolithic occurred during the centuries before the middle of the 19th century. At that time the forests were partly replaced by open, grazed species-rich biotopes, agriculture was not yet very intensified, and the landscape as a whole was more wet and very varied. Probably the biodiversity at that time was higher than would be found in the potential natural landscape. In this way the new Map of Natural Vegetation of Europe may contribute to putting past and present European biodiversity into perspective.

Acknowledgements

I wish to thank Professor Kjeld Hansen and Dr. Lars Pålsson for cooperation and discussion on the Danish contribution to the European Vegetation Map.

References

- ANDERSEN, S.T. (1977): Vegetationens historie efter sidste istid. – In: PETERSEN, P.M. & VESTERGAARD, P. (Eds.): *Noter til Vegetationsøkologi og plantegeografi*. – København (Københavns Universitet), p. 85-91.
- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): *Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe*. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: *Legende/Legend*, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: *Karten/Maps* (9 Blätter/Sheets, *Legendenblatt/Legend Sheet*, *Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million*). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BUCHWALD, E. & SØGAARD, S. (2000): *Danske Naturtyper i det europæiske NATURA 2000 netværk*. – Miljø- og Energiministeriet. Skov-og Naturstyrelsen, 88 p.

- BUCHWALD, E.; HONORE, S.; JØRGENSEN, H.; KARLOG, P.; NIELSEN, F.; PROSCHOWSKY, G.F.; WINTHER, U.; STAGEGAARD, L.B. & THORMANN, A. (2001): Den biologiske mangfoldighed i skove. Status for indsats og initiativer. – Miljø-og Energiministeriet. Skov-og Naturstyrelsen, 62 p.
- EJRNÆS, R. & BRUUN, H.H. (1998): Overdrev – en beskyttet naturtype. – Miljø-og Energiministeriet. Skov-og Naturstyrelsen, 222 p.
- GRØNTVED, J. (1948): Orchideernes udbredelse i Danmark. – Bot. Tidsskr. 47: 227-370.
- HANSEN, V. (1970): Hedens opståen og omfang. – In: NØRREVANG, A., & MEYER, T.J. (Eds.): Danmarks Natur 7. – Politikens Forlag, p 9-28.
- HANSEN, K. (1971): Heden – natur og kultur. Biologisk Orientering. – København (Gyldendal) 76 p.
- JACOBSEN, N.K. (1989): Physical geographical features of Denmark. – In: VESTERGAARD, P. & HANSEN, K. (Eds.): Distribution of vascular plants in Denmark. – Opera Botanica 96: 13-23.
- LARSEN, S. N. & VIKSTRØM, T. (1995): Ferske enge – en beskyttet naturtype. – Miljø-og Energiministeriet. Skov-og Naturstyrelsen, 180 p.
- MIKKELSEN, V.M. (1949): Præstø Fjord. The development of the Post Glacial vegetation and a contribution to the history of the Baltic area. – Dansk Bot. Arkiv 13(5): 1-171.
- MØLLER, P.F. & STAUN, H. (1998): Danmarks Skove. 2. ed. – Politikens Forlag, 423 p.
- PRIP, C.; WIND, P. & JØRGENSEN, H. [Eds.] (1995): Biologisk mangfoldighed i Danmark. – Miljø-og Energiministeriet. Status og strategi, 200 p.
- PÅHLSSON, L. [Ed.] (1994): Vegetationstyper i Norden. Nordic Council of Ministers. – TemaNord 665: 1-630.
- RICOTTA, C.; CARRANZA, M.L.; AVENA, G. & BLASI, B.G. (2000): Quantitative comparison of the diversity of landscapes with actual vs. potential natural vegetation. – Appl. Veg. Sci. 3: 157-162.
- RIIS-NIELSEN, T.; SØCHTING, U.; JOHANSSON, M. & NIELSEN, P. (1991): Hedeplejebogen. De danske heders historie, pleje og udforskning. – Miljøministeriet. Skov-og Naturstyrelsen, 248 p.
- RUNE, F. (2001): Biodiversitet i dyrket skov. – Miljø-og Energiministeriet. Forskningscentret for Skov-og Landskab, 136 p.
- SKARREGAARD, P. (1989): Stabilisation of coastal dunes in Denmark. – In: VAN DER MEULEN, F.; JUNGERIUS, P.D. & VISSER, J.H. (Eds.): Perspectives in coastal dune management. – The Hague (SPB Academic Publishing), p. 151-161.
- VESTERGAARD, P. [Ed.] (2000): Strandenge – en beskyttet naturtype. Gads Forlag. – Miljø-og Energiministeriet. Skov-og Naturstyrelsen, 224 p.
- WIND, P. (2000): Mangfoldigheden i den danske flora. – URT 24: 131-145.
- ØDUM, S. (1968): Udbredelsen af træer og buske i Danmark. – Bot. Tidsskr. 64: 1-118.

Author's address:

Ass. Prof. Dr. Peter Vestergaard
 University of Copenhagen
 Biological Institute, Dept. of Terrestrial Ecology
 Øster Farimagsgade 2D
 1353 Copenhagen K
 DENMARK
 E-mail: peterv@bot.ku.dk

Zur Quantifizierung von Naturnähe und Phytodiversität in Waldungen auf der Grundlage der potentiellen natürlichen Vegetation

On Quantification of Naturalness and Phytodiversity in Forests Based on Potential Natural Vegetation

MARTIN JENSSEN & GERHARD HOFMANN

Zusammenfassung

In Erweiterung des Modells der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) nach TÜXEN wird der potentielle natürliche Ökosystemzustand als Referenzzustand zur Quantifizierung von Naturnähe und natürlichen Potentialen der Landschaft eingeführt. Die Selbstorganisation der Ökosysteme führt in Abhängigkeit von den ökologischen Rahmenbedingungen zur Ausbildung natürlicher Waldtypen, die in einem abstrakten ökologischen Zustandsraum visualisiert werden. Der natürliche Waldtyp ist Ausdruck gesetzmäßiger Zusammenhänge zwischen Standort und Vegetation und bildet die Elementareinheit der PNV. Auf seiner Grundlage werden Maßzahlen für Naturnähe, Pflanzenarten- und Ökosystemtypen-Diversität abgeleitet. Über eine Kartierung von PNV und aktueller Vegetation können Naturnähe und die Abweichung der potentiellen natürlichen von der aktuellen Phytodiversität flächenhaft quantifiziert werden. Die praktische Anwendbarkeit dieser Maßzahlen als Orientierungsmaße für Maßnahmen der Walderneuerung und -umgestaltung auf der Grundlage einer PNV-Kartierung wird für ein Beispielsgebiet demonstriert. Die Ergebnisse belegen, daß eine Naturnäherung forstwirtschaftlich begründeter Waldbestände vielfach mit einer Verringerung der Phytodiversität verbunden ist und die Erhöhung der Diversität per se als Entwicklungsziel ökologisch nicht begründet werden kann. Vielmehr sollten der Erhalt und die Entwicklung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen als auszuweisendes Naturschutzziel größere Beachtung finden. Für die Umsetzung eines solchen Entwicklungsziels stellt die Karte der PNV Europas eine wesentliche wissenschaftliche Grundlage dar.

Abstract

The quantification of naturalness and biodiversity is of high practical relevance for land use and silvicultural planning in woodlands. It is proposed to use the potential natural ecosystem as reference state for quantification of naturalness and natural potentials of the landscape. Extending TÜXEN's model of potential natural vegetation (PNV), the potential natural ecosystem state is defined as a state of relative and cyclic stability that would be generated through the self-organization of the ecosystem under the current ecological constraints (climate, soil, relief, phytogeographical situation). The self-organized life cycles of forests contain long-lasting mature stages which are characterized by a relatively constant and predictable species composition. Natural forest types are derived from a representative sample of mature forest vegetation by principal components analysis. They are modeled and visualized in an abstract ecological state space that is defined by a set of ecological coordinates, such as trophic state of topsoil and moisture. The natural forest types reflect the interdependency of site conditions and self-organized vegetation patterns. A mapping of current and potential natural forest types enables the spatial quantification of naturalness and of the deviation of current from

potential natural phytodiversity.

Deviation from the natural state can be measured as the geometrical distance between natural and current forest types in ecological space. This measure reflects the degradation of site conditions by tree species not adapted to the specific site. For practical purposes, the percentage of coincidence between current and potential natural tree species composition can be used as an appropriate measure of naturalness.

Phytodiversity is measured as BOLTZMANN-SHANNON entropy both at the ecosystem and landscape levels. For example, naturalness of tree species composition and phytodiversity are calculated for a woodland area of about 1,000 ha. It turns out that increasing naturalness of tree species composition is connected to a decrease of phytodiversity in many cases. It is concluded that the increase of biodiversity per se cannot be an ecologically justified objective of development. Instead, the preservation and development of the self-organization capability of ecosystems should be accorded more attention in nature conservation strategies. The map of PNV of Europe proves to be an essential scientific basis for implementing this objective.

1 Einleitung

Von Natur aus wäre der überwiegende Teil Europas bewaldet. Dabei ist unbestritten, daß das von TÜXEN (1956) begründete Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation ein Modell des heutigen natürlichen Waldes entwirft, das zu keinem Zeitpunkt der spät- und nacheiszeitlichen Waldentwicklung auch nur annähernd flächendeckend realisiert gewesen ist. Dies folgt zum einen aus der natürlichen Veränderung der Standortbedingungen während dieser Epoche, insbesondere dem klimatischen Wandel, zum anderen jedoch aus dem seit dem Atlantikum ständig zunehmenden menschlichen Einfluß auf den Wald, der schließlich zu Beginn der Neuzeit vor allem in West- und Mitteleuropa zu einer flächenhaften Zerstörung der Naturwaldstrukturen geführt hatte. Mit den vor etwa 200 Jahren aus akuter Holznot heraus künstlich begründeten Nadelbaumforsten der Baumarten Fichte und Kiefer wurde in historisch außerordentlich kurzer Zeit auf weiten Teilen der potentiellen Waldfläche die Vegetationsform Wald re-etabliert. Die von den Vätern der „geregelten Forstwirtschaft“ lediglich als Pionierwald-artige Initialstadien auf degradierten Böden in einer weitgehend waldfreien Landschaft gedachten gleichaltrigen Monokulturen wurden im System des schlagweisen Hochwaldes über mehrere Bestandesgenerationen auf dem größten Teil der Waldfläche bis auf den heutigen Tag fortgeführt. Dabei hat sich der Standortzustand (Oberboden und Mikroklima) unter dem Einfluß der Bewaldung seit Mitte des vergangenen/19./20. Jahrhunderts in weiten Teilen Europas zusätzlich aufgrund anthropogener Fremdstoffeinträge stetig verändert. Dadurch sind teilweise erhebliche Disharmonien zwischen der aktuellen Waldvegetation und den gegebenen Standortspotentialen entstanden. Hieraus resultierende ökologische Probleme, mangelnde Stabilität der Kunstforsten, die Notwendigkeit zur Minimierung des Energieeinsatzes in der Forstwirtschaft, nicht zuletzt aber auch Forderungen nach einer Optimierung von Nutz- und Schutzfunktionen der Wälder haben in vielen Teilen Europas Forderungen nach einer ökologischen Waldumgestaltung aufkommen lassen, die sich teilweise in entsprechenden staatlichen Programmen niederschlagen. Dabei sind die Herstellung einer größeren Naturnähe einerseits sowie der Erhalt und die Vermehrung der Biodiversität andererseits zwei zentrale Forderungen, die in nationalen und internationalen politischen Zielvorgaben fixiert sind. Da a priori nicht davon ausgegangen werden kann, daß diese und weitere Ziele gleichberechtigt auf der gesamten Waldfläche umgesetzt werden können, ist es notwendig,

wissenschaftliche Grundlagen für flächenkonkrete Abwägungsprozesse zu schaffen. Für praktische Maßnahmen der Waldumgestaltung ist insbesondere die Frage nach der Meßbarkeit und flächenhaften Quantifizierung von Naturnähe und Biodiversität von zentraler Bedeutung. Als Referenzzustand zur Quantifizierung von Naturnähe und Biodiversität ist dabei der potentielle natürliche Ökosystemzustand geeignet, der über die PNV flächenhaft kartierbar ist.

2 Der potentielle natürliche Ökosystemzustand als Referenzzustand zur Quantifizierung von Naturnähe und Biodiversität

Da der prähistorische Waldzustand vor dem Beginn nennenswerter menschlicher Beeinflussung als Referenzzustand für die Waldnatur ausscheidet, ist vielfach versucht worden, Naturnähe über den Grad menschlicher Beeinflussung zu definieren (Hemerobiekonzept, vgl. SUKOPP 1972, BLUME & SUKOPP 1976, GRABHERR et al. 1989). Will man das Kriterium Naturnähe als ein Orientierungsmaß für praktische Maßnahmen der Waldumgestaltung verwenden, erscheint eine solche Definition jedoch vor allem aus zwei Gründen problematisch:

- Der indirekte menschliche Einfluß über die Umweltbedingungen (Wirkungen anthropogener Immissionen auf Stoffkreisläufe und Klima, mesoklimatischer Einfluß der aktuellen Wald-Feld-Verteilung u. a.) und der direkte menschliche Einfluß in der Vergangenheit können weder modellhaft noch praktisch ausgeschlossen werden und bleiben immer auch Rahmenbedingung für Waldumbaumaßnahmen oder selbstorganisierte Prozesse z. B. in Wald-Nationalparks. Anthropogene Umweltveränderungen können zu einer neuen Natürlichkeit führen (HOFMANN 1995).
- Naturnähe kann und soll offensichtlich durch direkte menschliche Eingriffe erhöht werden (Waldumbau in der Forstwirtschaft, biotopenkende Maßnahmen im Naturschutz). Entscheidend ist nicht der Eingriff an sich, sondern die Richtung der durch den Eingriff ausgelösten Entwicklung.

Es wird daher vorgeschlagen, den **potentiellen natürlichen Ökosystemzustand** als Referenzzustand zur Quantifizierung von Naturnähe und natürlichen Potentialen der Landschaft zu verwenden. Dieser wird in Anlehnung an TÜXEN (1956) als ein Zustand relativer und zyklischer Stabilität definiert, der sich unter den derzeit gegebenen ökologischen Rahmenbedingungen (Klima, Boden, Relief, pflanzengeographische Situation) ohne Zutun des Menschen, d. h. in Selbstorganisation des Ökosystems entwickeln würde. Es handelt sich somit um ein Modell der Selbstorganisation, das eine „schlagartige“ Einstellung eines zyklisch stabilen Zustandes unterstellt.

Mit dem Begriff der relativen und zyklischen Stabilität wird der Erkenntnis der Naturwaldforschung Rechnung getragen, daß die Entwicklung von Naturwäldern eine zyklische Abfolge von Entwicklungsstadien (Lebenszyklen) unter Einschluß von Desintegrations- und Regenerationsstadien auf Zeitskalen von mehreren hundert Jahren umfaßt, wobei die unterschiedlichen Entwicklungsstadien mosaikartig auf der Waldfläche verteilt sind (AUBREVILLE 1938, LEIBUNDGUT 1978, 1993, HOLLING 1986, MAYER 1986, REMMERT 1991, KORPEL 1995, JENSSEN & HOFMANN 1996, 1997a, STÖCKER 1997). In Auswertung des bekannten Wissens gehen wir dabei – ohne Bezug auf vielfach kontrovers diskutierte Einzelheiten – von folgenden prinzipiellen Eigenschaften selbstorganisierter Waldentwicklungszyklen aus:

- Im Ergebnis der vor allem durch inter- und intraspezifische Konkurrenz geführten dynamischen Wechselbeziehungen zwischen Standort und Vegetation bilden sich langlebige Hauptstadien oder „Optimalphasen“ relativer Stabilität aus, die über lange Zeiträume hinweg durch eine hohe Konstanz der Baumartenzusammensetzung charakterisiert sind. Diese ausgelesenen Ökosystemzustände sind Ausdruck gesetzmäßiger Beziehungen zwischen Standort und Vegetation und daher in bestimmten Grenzen vorhersagbar, worauf das Konzept der PNV beruht.
- Die Hauptstadien werden abgelöst durch offensichtlich in hohem Maße selbstorganisierte Phasen der Instabilität, in denen sich lokale Störungen zu einer klein- oder großflächigen Desintegration der Ökosystemstrukturen ausweiten, wobei eine hohe Diversität an Individuen, Arten und Strukturen erzeugt wird, aus der heraus die Selbstregeneration einsetzt.
- Mit dem erneuten Einsetzen der inter- und intraspezifischen Konkurrenz wird diese Diversität über Selektionsprozesse wieder reduziert, und bei vergleichbaren ökologischen Rahmenbedingungen werden sich erneut Hauptstadien mit ähnlichen Vegetationsstrukturen ausbilden; bei zwischenzeitlich veränderten Rahmenbedingungen können jedoch auch qualitativ neue Strukturen ausgelesen werden.

Die spät- und nacheiszeitliche Waldentwicklung Europas vor Zerstörung der Naturwaldstrukturen durch den Menschen kann als eine Abfolge von derartigen Waldentwicklungszyklen verstanden werden, wobei veränderte ökologische Rahmenbedingungen in Form des klimatischen Wandels, des sukzessiven Aufbaus der Stoffkreisläufe und der allmählichen Wiedereinwanderung von Arten zu pollenanalytisch nachgewiesenen, qualitativen und quantitativen Veränderungen der Baumartenzusammensetzung an einem bestimmten Ort auf Zeitskalen von vielen Tausenden von Jahren geführt haben.

Die Konstruktion der PNV besteht darin, aufgrund der Kenntnis der heute vorhandenen, vom Menschen mitgestalteten standörtlichen Rahmenbedingungen (z. B. gegebene Wald-Feld-Verteilung oder Fremdstoffeinträge) und der Kenntnis der standörtlichen Ansprüche von und Konkurrenzbeziehungen zwischen heimischen Baumarten wesentliche Eigenschaften sich selbstorganisierender Hauptstadien vorherzusagen.

3 Die Herleitung des natürlichen Waldtyps als Elementareinheit der PNV im ökologischen Zustandsraum

Das Modell der PNV beruht auf der Annahme, daß die Vegetation sich in standörtlich ausgelesenen Pflanzengemeinschaften organisiert. Die Existenz dieser Pflanzengemeinschaften ermöglicht die Ableitung von Vegetationstypen, welche die natürliche Ordnung der Vegetation widerspiegeln. Diese Annahme kann bewiesen werden, indem man eine repräsentative Stichprobe der Waldvegetation eines Untersuchungsgebietes in einem hochdimensionalen abstrakten Merkmalsraum darstellt, wobei auf jeder Koordinatenachse dieses abstrakten Raumes die Mengenfaltung einer der zahlreichen im Gebiet vorkommenden Pflanzenarten aufgetragen ist (JENSSEN 2001). Über eine sogenannte Hauptachsentransformation werden die vielen, den verschiedenen Pflanzenarten entsprechenden Koordinatenachsen des abstrakten Raumes auf wenige neue Koordinatenachsen – die Hauptachsen – reduziert. Trägt man über diesem reduzierten Merkmalsraum eine Häufigkeitsverteilung der Stichprobe auf, so erkennt man eine vielfältige abstrakte „Landschaft“ mit „Bergen“ und „Tälern“

(Abb. 1). Die „Berge“ – also die Maxima der Häufigkeitsverteilung – entsprechen den ausgezeichneten Mustern der Waldvegetation. Sie definieren die Schwerpunkte von Vegetationstypen, deren Ränder unscharf sind. Schließt man die durch Einbringung standortsfremder oder nichtheimischer Baumarten entstandene sekundäre Forstvegetation aus dieser Stichprobe aus, so definieren die Maxima der Häufigkeitsverteilung die Schwerpunkte von natürlichen Waldtypen. Die Herleitung der Waldtypen kann somit im Prinzip ganz ohne Bezug auf bestimmte pflanzensoziologische Gliederungsprinzipien, auf streng empirischer Grundlage mit allgemeinen systemanalytischen Methoden erfolgen.

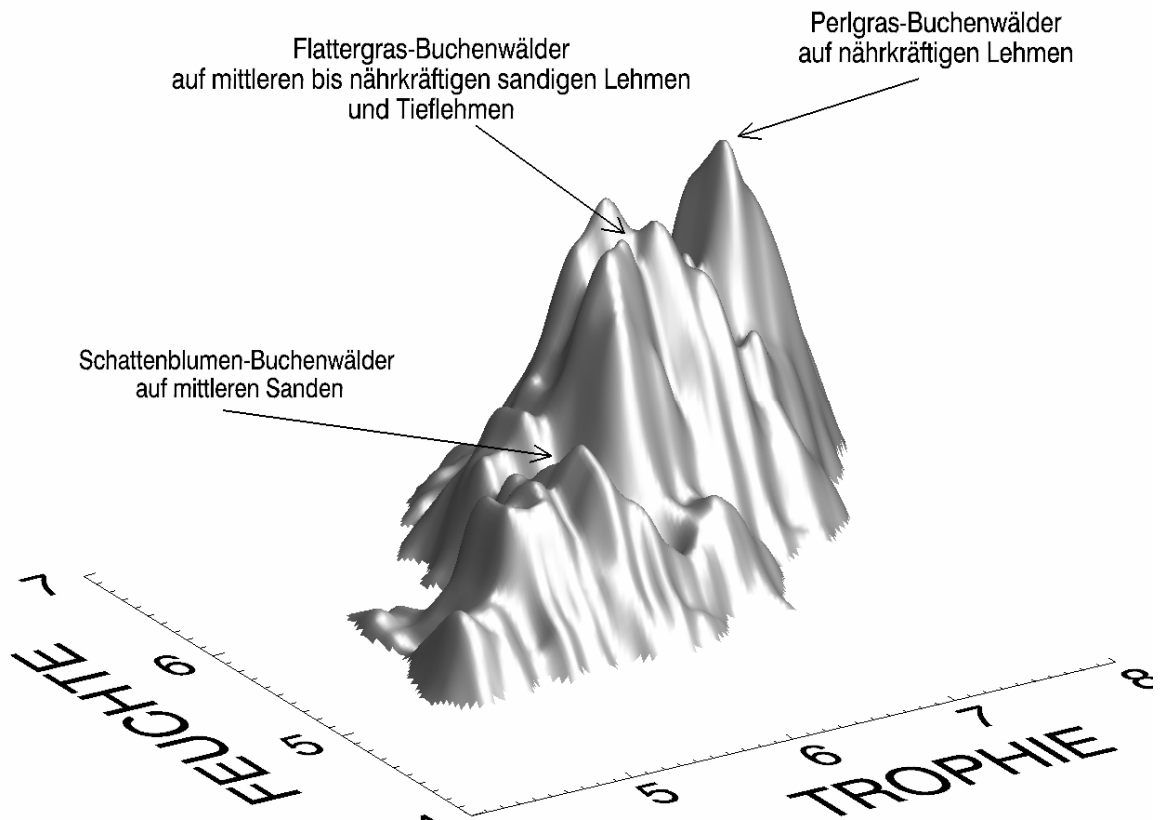


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung einer Stichprobe von etwa 650 Vegetationsanalysen aus Buchenwäldern des ostdeutschen Tieflandes, dargestellt als abstrakte Landschaft in einem ökologischen Zustandsraum, der über eine Hauptachsentransformation gewonnen wurde.

Für das Konzept der PNV und seine praktische Anwendung ist es von entscheidender Bedeutung, daß den Hauptachsen des vegetationsstrukturellen Merkmalsraumes eine ökologische Bedeutung zugeordnet werden kann, daß sie also gewissermaßen ökologische Koordinaten der verschiedenen Waldtypen definieren. Unter Nutzung vorhandener Zeigerwertmodelle der Vegetation kann aus dem vegetationsstrukturellen Merkmalsraum über einfache Regressionsbeziehungen ein ökologischer Zustandsraum abgeleitet werden, wobei Bodennährkraft, Feuchte sowie Strahlungsgewinn und Wärme solche ökologischen Koordinaten darstellen, die zwischen den Waldtypen in starkem Maße differenzieren (JENSSEN 2001). Im Ergebnis kann man aus den Stichproben-Häufigkeitsverteilungen Ökogramme berechnen, in denen die verschiedenen Waldtypen dargestellt sind (Abb. 2). Diese Waldtypen stellen die Elementareinheiten der PNV dar, die ihrerseits zu den Vegetationskomplexen zusammengefaßt werden können, die auf der Europakarte der PNV ausgewiesen sind.

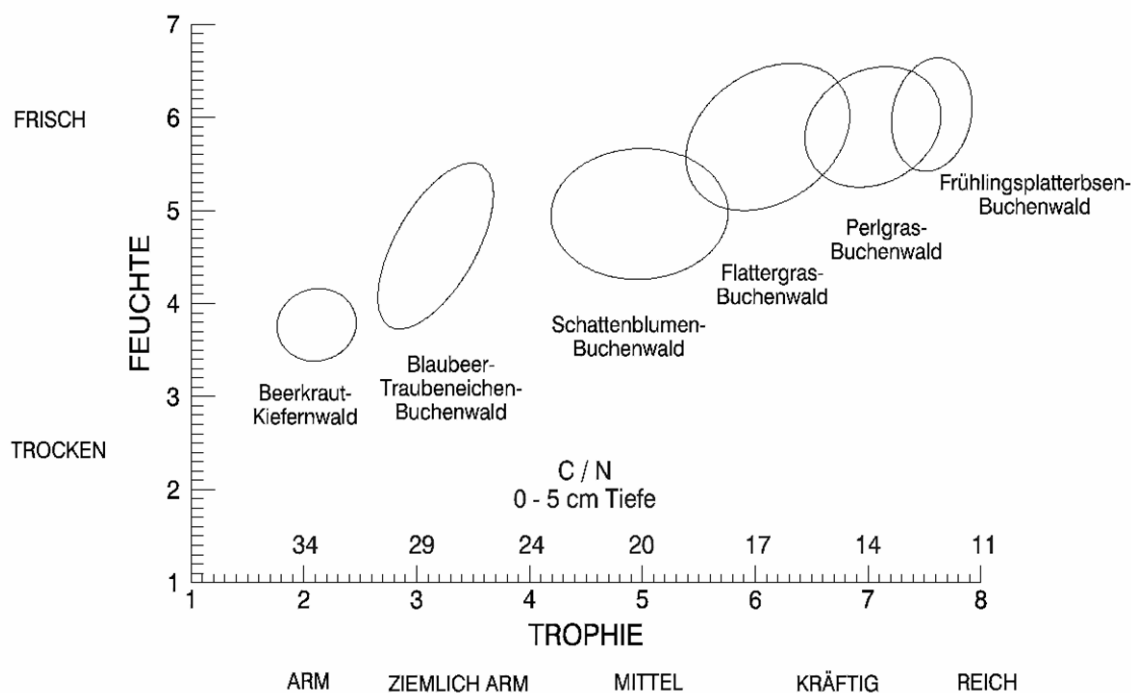


Abb. 2: Auf der Grundlage der Stichproben-Häufigkeitsverteilung (Abb. 1) abgeleitetes Ökogramm wichtiger Waldtypen im klimatischen Buchenwaldgebiet des ostdeutschen Tieflandes (langjährige mittlere Niederschläge über 580 mm, grundwasserferne Standorte). Die ökologischen Koordinaten Trophie und Feuchte wurden zwischen 0 und 10 skaliert. Die Ellipsen umfassen knapp zwei Drittel der Ausbildungen des jeweiligen Typs.

4 Die Quantifizierung der Naturabweichung der aktuellen Vegetation im ökologischen Zustandsraum

Im Ergebnis des Anbaus standortsfremder und nichtheimischer Baumarten bilden sich sekundäre Forstgesellschaften aus, die als Forstökosystemtypen genau wie die Waldökosystemtypen in Ökogrammen dargestellt werden können. Diese Forstökosystemtypen besitzen eine erheblich eingeschränkte Selbstorganisationskapazität, da sie insbesondere nicht über die Fähigkeit zur Selbstregeneration verfügen und Naturkräfte ständig auf ihre Ablösung gerichtet sind.

Trifft man nun – wie es der PNV-Kartierer tut – eine Zuordnung von potentiellen natürlichen Waldtypen und sekundären Forsttypen, die sich auf gleichem Standort ausbilden, und berechnet für beide die Position im ökologischen Zustandsraum, so stellt man fest, daß sie nicht übereinstimmen. So führt der Kiefern-anbau im Bereich natürlicher Buchenwälder zu einer Degradation der Oberbodenzustände und einer Veränderung des Waldinnenklimas in Richtung trocken-warm, die sich in einer entsprechenden Erniedrigung der Trophie- und der Feuchte-Kennziffer äußert (Abb. 3). Es wird deutlich, daß die sekundäre Kiefernforstvegetation nicht an die Standortsverhältnisse angepaßt ist und sich daher eine Disharmonie zwischen dem aktuellen Standortzustand und den Standortpotentialen ausbildet. Dies führt z.B. zu einer reduzierten Fähigkeit der C-Bindung und C-Speicherung sowie einer Beeinflussung des Wasserhaushaltes (HOFMANN & JENSSEN 2001, in diesem Band).

Berechnet man die Abstandsmaße im ökologischen Zustandsraum für eine Reihe von natürlichen Buchenwaldtypen und die zugehörigen Kiefern-Ersatzgesellschaften und trägt sie über der natürlichen Bodennährkraft auf, so stellt man fest, daß die Disharmonie zwischen Standort und Kiefernforst

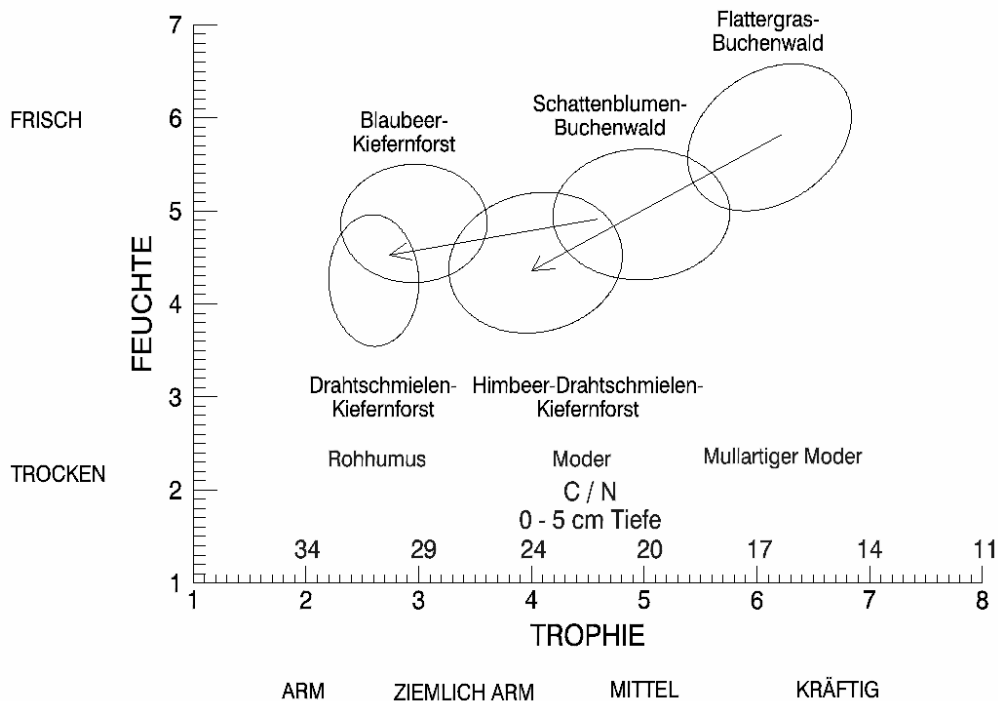


Abb. 3: Die Degradation des ökologischen Zustands (Oberboden, Mikroklima) durch Kiefernanzucht im Bereich natürlicher Buchenwälder wird durch unterschiedliche Positionen der potentiellen natürlichen Wälder und ihrer aktuellen Ersatzgesellschaften im ökologischen Zustandsraum angezeigt.

vegetation mit zunehmender Bodennährkraft zunimmt, je weiter man sich also von der natürlichen standörtlichen Verbreitung der Kiefer entfernt (Abb. 4). Der Abstand im ökologischen Zustandsraum ist daher ein ökologisches Maß für die Naturabweichung der aktuellen Vegetation.

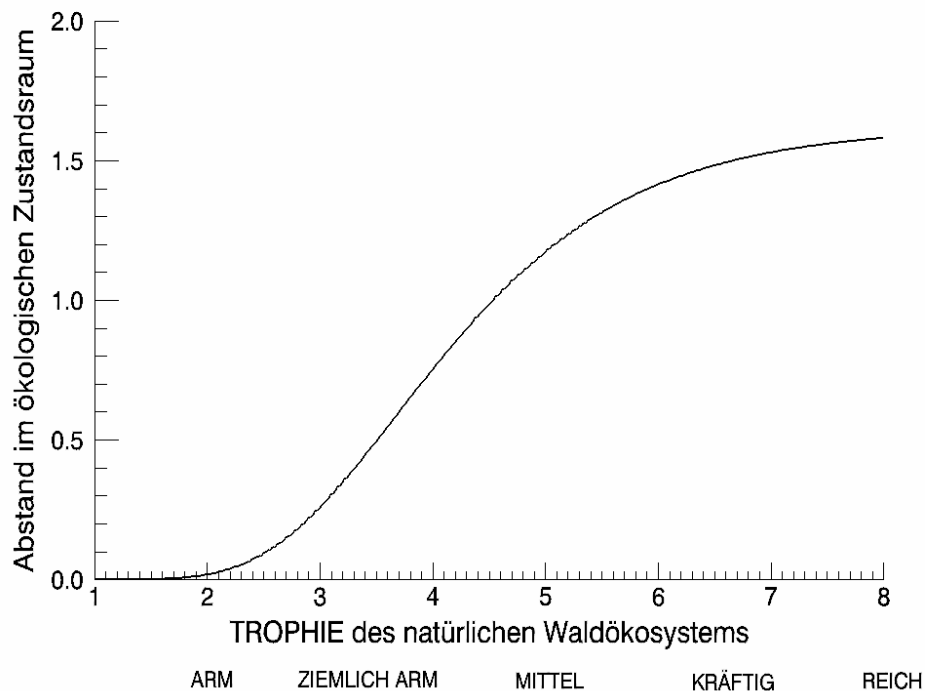


Abb. 4: Der Abstand zwischen natürlichen Buchenwaldtypen und den zugehörigen Kiefern-Ersatzgesellschaften als ökologisches Maß der Naturabweichung der Vegetation, dargestellt über dem natürlichen Nährkraftpotential des Oberbodens.

5 Die Übereinstimmung der Baumartenzusammensetzung der natürlichen und der aktuellen Vegetationstypen als praktisch anwendbares Maß der Naturnähe

Unter gegebenen standörtlichen Rahmenbedingungen wird der ökologische Zustand der Wälder und Forsten vor allem durch die Struktur der Baumschicht bestimmt. Für praktische Zwecke dürfte es daher häufig zweckmäßig und ausreichend sein, als leicht quantifizierbares Maß der Naturnähe statt des eingeführten ökologischen Abstandsmaßes die prozentuale Übereinstimmung der aktuellen mit der potentiellen natürlichen Baumartenzusammensetzung zu nutzen (HOFMANN & JENSSEN 1999). Dies hat den Vorteil, daß forstliche Datenspeicher in der Regel die Informationen zu den flächenhaften Baumartenanteilen enthalten, so daß auf der Grundlage einer PNV-Kartierung, der Kenntnis der mittleren Baumartenzusammensetzung des kartierten natürlichen Waldtyps während der Hauptstadien und den aus forstlichen Datenspeichern zu entnehmenden Informationen zu aktuellen Baumartenanteilen eine flächenhafte Quantifizierung dieser Größe möglich wird:

$$N = \frac{\sum_i \min(D_i^{pot}, D_i^{act})}{\max\left(\sum_i D_i^{pot}, \sum_i D_i^{act}\right)} * 100\% \quad (1)$$

Die D_i^{pot} und D_i^{act} bezeichnen die Deckungswerte der mit i indizierten Baumarten jeweils für den der potentiellen natürlichen Vegetation entsprechenden Waldtyp und die aktuelle Bestockung. Diese Größe wird separat für jeden Bestand berechnet, wobei die Deckungswerte über mehrere möglicherweise vorhandene Baumschichten summiert werden. Bei erheblicher Abweichung der tatsächlichen von der potentiellen natürlichen Baumartenzusammensetzung (Werte von N nahe 0 %) sprechen wir von Forsten, bei weitgehender Übereinstimmung (N nahe 100 %) sprechen wir von Wäldern. Bestände mit Werten von N um 50 % werden dann als Halbforsten bezeichnet, wenn sie sich über den Anteil der natürlichen Baumarten selbstorganisierend ohne längere Sukzessionsfolgen wieder zu Wäldern mit natürlichen Strukturen entwickeln können. Die Berechnung der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung für Waldgebiete erfolgt schließlich durch flächengewogene Mittelung der einzelnen bestandesbezogenen Prozentwerte über die Gesamtfläche.

Das dargestellte Verfahren wird in den Abbildungen 5 und 6 am Beispiel des in Südostmecklenburg nordwestlich der Stadt Prenzlau gelegenen NSG „Hinrichshagen“, einem bewirtschafteten Buchenwaldrevier von ca. 1000 ha, demonstriert. Der Buchenwald ist mit einem potentiellen Anteil von 90 % die das NSG von Natur aus prägende Waldform (Abb. 5). Lediglich auf etwa einem Viertel der Waldfläche sind die in ihrer Artenzusammensetzung naturnahen Wälder durch standortsfremde Forstökosysteme ersetzt worden (Abb. 6 links). Aber auch in den verbliebenen Buchenwäldern treten Abweichungen von der natürlichen Baumartenzusammensetzung z.B. infolge forstlich bedingter Beimischungen von Nadelbäumen oder Eichen oder überhöhten Anteilen von Hainbuchen und Birken infolge niederwaldartiger Bewirtschaftungsformen in der Vergangenheit auf (JENSSEN & HOFMANN 1997b). Die für das Gebiet flächengewogen ermittelte Naturnähe der Baumartenzusammensetzung liegt bei knapp 60 %.

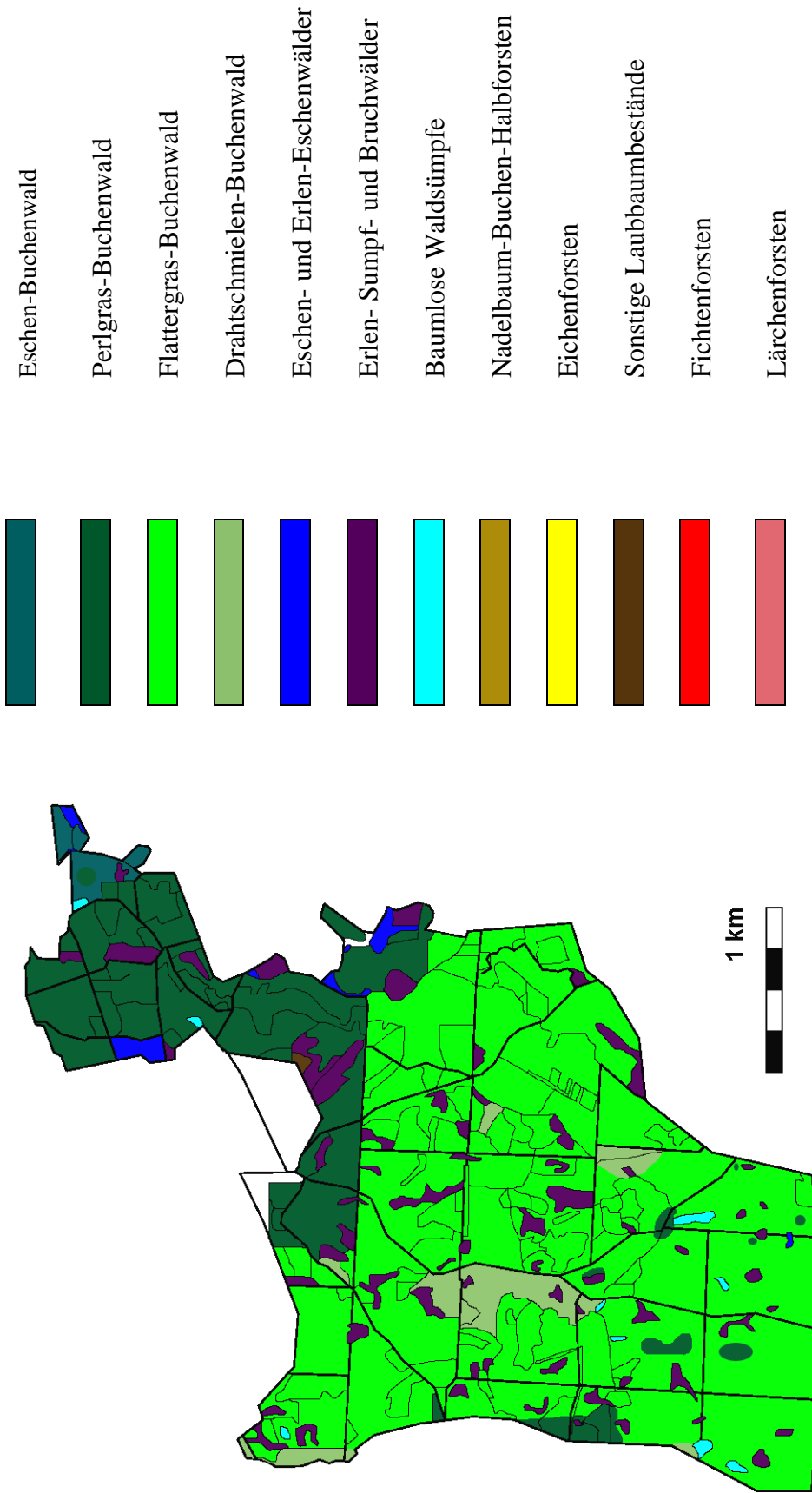


Abb. 5: Potentielle natürliche Vegetation im NSG „Hinrichshagen“ (links) und Legende zur potentiellen natürlichen und aktuellen Vegetation (rechts).

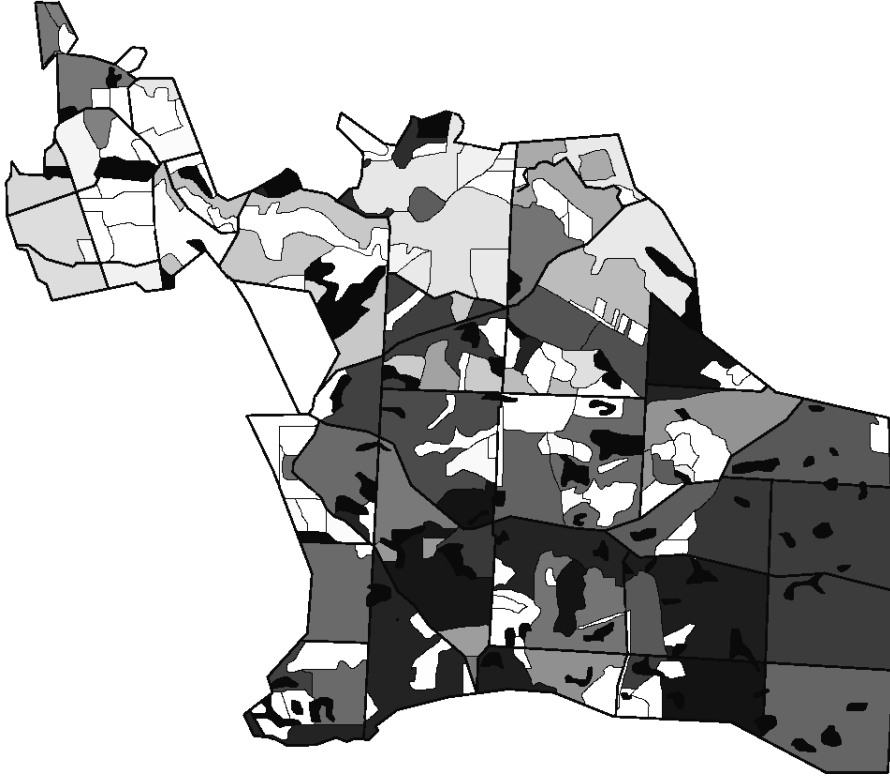
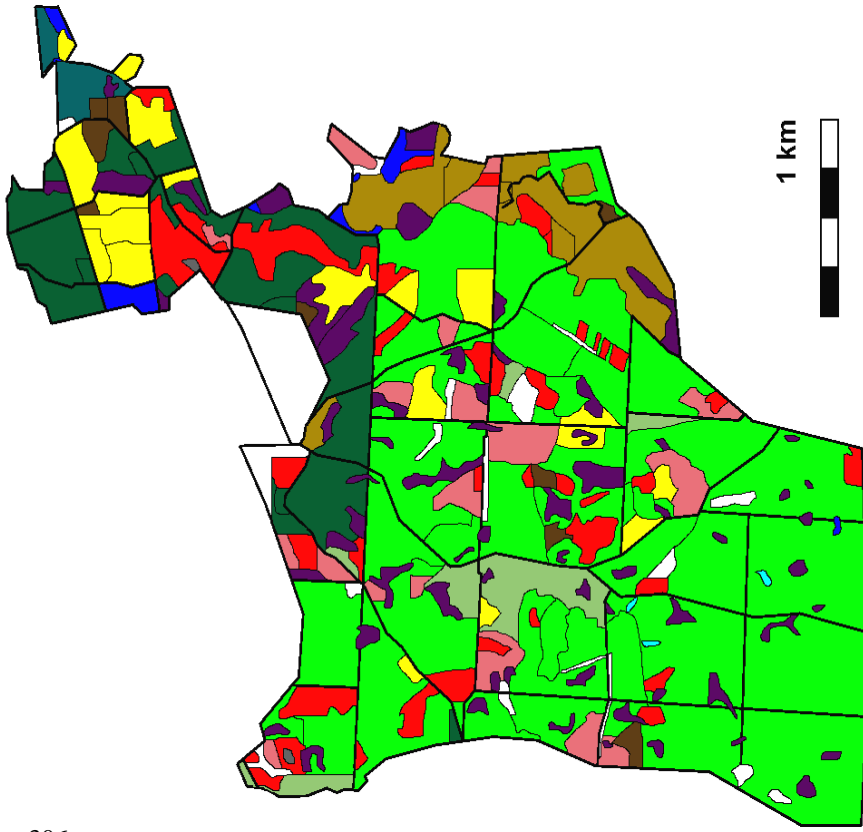


Abb. 6: Aktuelle Vegetation (links, Legende in Abb. 5) und prozentuale Übereinstimmung der aktuellen mit der potentiellen natürlichen Baumartenzusammensetzung nach Gleichung (1) (rechts, Grautöne skalieren zwischen 0 % = weiß und 100 % = schwarz).

6 Die Quantifizierung der Pflanzenartendiversität: Phytodiversität auf der topischen Ebene

Diversität ist das Ergebnis von zwei in entgegengesetzter Richtung ablaufenden Entwicklungen (SOLBRIG 1994, Abb. 7): Einerseits werden durch Störungen Variationen erzeugt, durch die biologische und ökologische Systeme an Vielfalt gewinnen können. Elementare Störungsprozesse auf der molekularen Ebene sind Mutation und Rekombination. Der Zusammenhang zwischen Störungen und Diversität auf der Ebene der Pflanzengemeinschaften und Ökosysteme wurde zusammenfassend durch v. MIEGROET (1996) herausgearbeitet. Andererseits wird Diversität durch Prozesse der Selektion zwischen den Elementen wieder eingeschränkt, die Variation der Pflanzengemeinschaften wird insbesondere durch über die Konkurrenz vermittelte Standortsauslese vermindert.

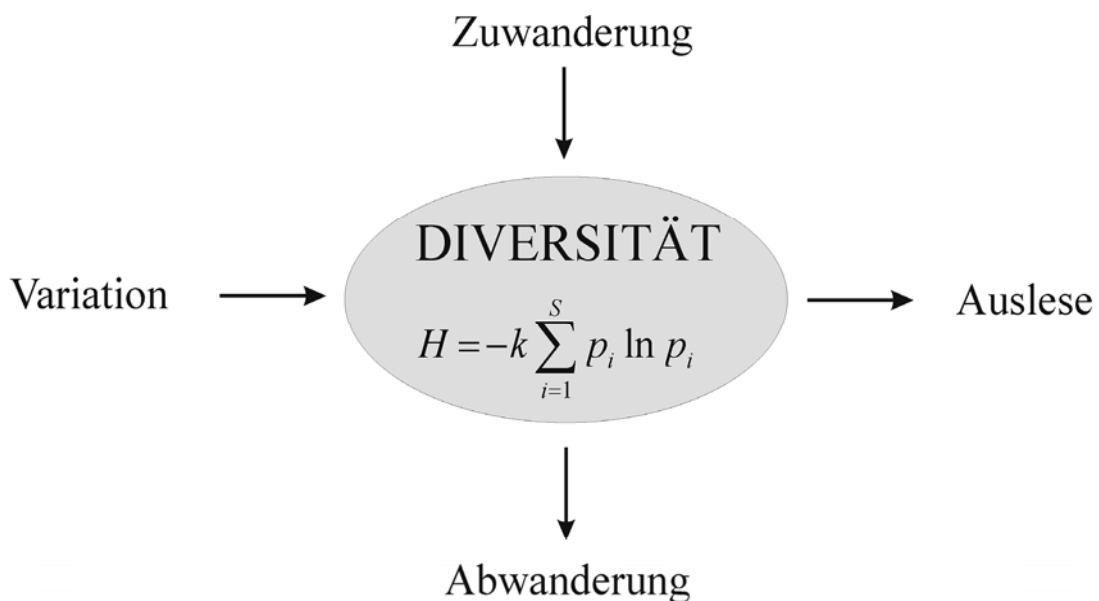


Abb. 7: Generalisiertes Diversitätsmodell (verändert nach SOLBRIG 1994).

Ein häufig gebrauchtes Diversitätsmaß, das zusätzlich zu der Anzahl der Elemente die relative Häufigkeit ihres Auftretens, also ihre Mengenerhaltung berücksichtigt, ist die auch als SHANNON-Index bekannte BOLTZMANN-SHANNON-Entropie (JENSSEN & HOFMANN 2001):

$$H = -k \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (2)$$

In Anwendung auf Pflanzengesellschaften definieren wir die p_i über die Deckungswerte D_i der mit i indizierten Arten:

$$p_i = \frac{D_i}{\sum_{i=1}^S D_i} \quad (3)$$

S bezeichnet hierbei die Anzahl der Arten, die in einem bestimmten Untersuchungsgebiet auftreten können, k ist eine frei wählbare Konstante.

Die p_i können auch als Wahrscheinlichkeit interpretiert werden, bei einer Stichprobe auf der vegetationsbedeckten Fläche eine bestimmte mit i indizierte Art anzutreffen. Die Entropiefunktion H ist ein Maß für die Unbestimmtheit der Verteilung der Pflanzenarten. Bei einem reinen Zufallsprozeß

wären die p_i für alle Arten gleich groß, und die Diversität H nach Gleichung (2) würde ihr Maximum erreichen (minimale Vorhersagbarkeit). Wird die Pflanzendecke dagegen nur von einer Art gebildet, ist $H = 0$ (maximale Vorhersagbarkeit).

Es ist allgemein bekannt, daß die Anzahl der Arten mit wachsender Stichproben- bzw. Untersuchungsgebietsgröße stetig ansteigt. Im Gegensatz zur Artenzahl strebt jedoch die über die Gleichungen (2) und (3) definierte Diversität H mit wachsender Stichprobenzahl gegen einen Wert H_{max} , der für die Hauptstadien verschiedener standörtlich ausgelesener Vegetationseinheiten charakteristisch ist und den wir als Potential der Pflanzenartendiversität des jeweiligen Vegetationstyps bezeichnen (JENSSEN & HOFMANN 2001, Abb. 8). Es gilt

$$H_{max} = \lim_{n \rightarrow \infty} H \quad (4)$$

Dieses Potential beschreibt die aufgrund der ökologischen Rahmenbedingungen, d.h. der jeweiligen standörtlichen „Koordinate“ des Vegetationstyps bei gegebener pflanzengeographischer Situation mögliche Pflanzenartendiversität und ist damit Ausdruck gesetzmäßiger Zusammenhänge zwischen Standort und Pflanzengemeinschaft. In dem gewählten Beispiel werden die deutlich unterschiedenen Diversitätspotentiale durch die unterschiedliche Nährkraft der Standorte bestimmt (Abb. 8).

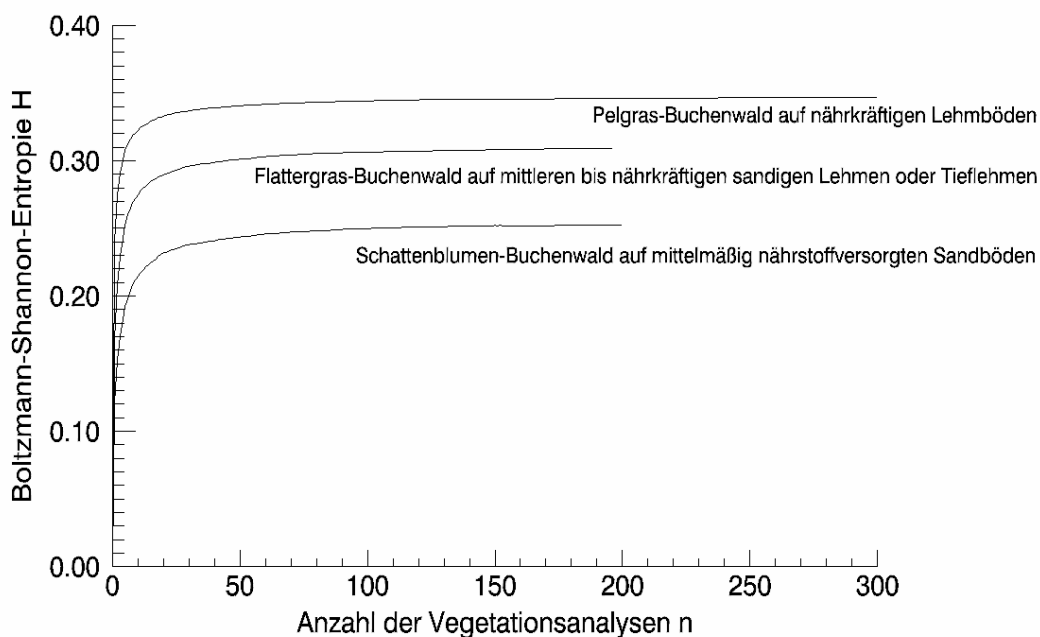


Abb. 8: Die Boltzmann-Shannon-Entropie H als Maß der Pflanzenartendiversität in Buchenwäldern des ostdeutschen Tieflandes (Baumholzstadium) in Abhängigkeit von der Anzahl der Vegetationsanalysen n . Jede einzelne Analyse wurde auf einer Fläche durchgeführt, die dem Quadrat der Baumhöhe entspricht (detaillierte Erläuterungen in JENSSEN & HOFMANN 2001).

Die Existenz eines solchen Grenzwertes der Diversität bringt die Tatsache zum Ausdruck, daß die Wirkung des Zufalls während der Hauptstadien sich darauf beschränkt, daß mit wachsender Größe der Stichprobe bzw. Untersuchungsfläche zwar immer neue Arten mit geringem Vorkommen hinzutreten, dafür andere verschwinden, während die standörtlich determinierten Ausleseprozesse gewährleisten, daß nur eine begrenzte Anzahl von Arten in nennenswerter Mengenfaltung auftritt.

Der hohe praktische Nutzen von H_{max} besteht darin, daß mit dieser Maßzahl eine flächenhafte Erfassung und Vorhersage von Pflanzenartenvielfalt auf der Basis kartierter Vegetationstypen möglich

wird. Aus etwa 30 - 50 Vegetationsanalysen pro Vegetationseinheit können brauchbare Näherungswerte für H_{max} abgeleitet werden (Abb. 8). Da die Konstante k in (1) beliebig gewählt werden kann, bietet sich für praktische Zwecke eine Skalierung zwischen den tatsächlich auftretenden Extremen an. Die Erstellung einer Häufigkeitsverteilung der auf der Waldfläche des nordostdeutschen Tieflandes ausgewiesenen Vegetationstypen über den Potentialen der Pflanzenartendiversität zeigt, daß diese Typen ähnlich einer Normalverteilung um einen mittleren Wert streuen (Abb. 9). Dieser Wert wurde mit der Zahl 5 (mittel) fixiert und die gesamte Verteilung symmetrisch zwischen 0 (extrem niedrig) und 10 (extrem hoch) skaliert.

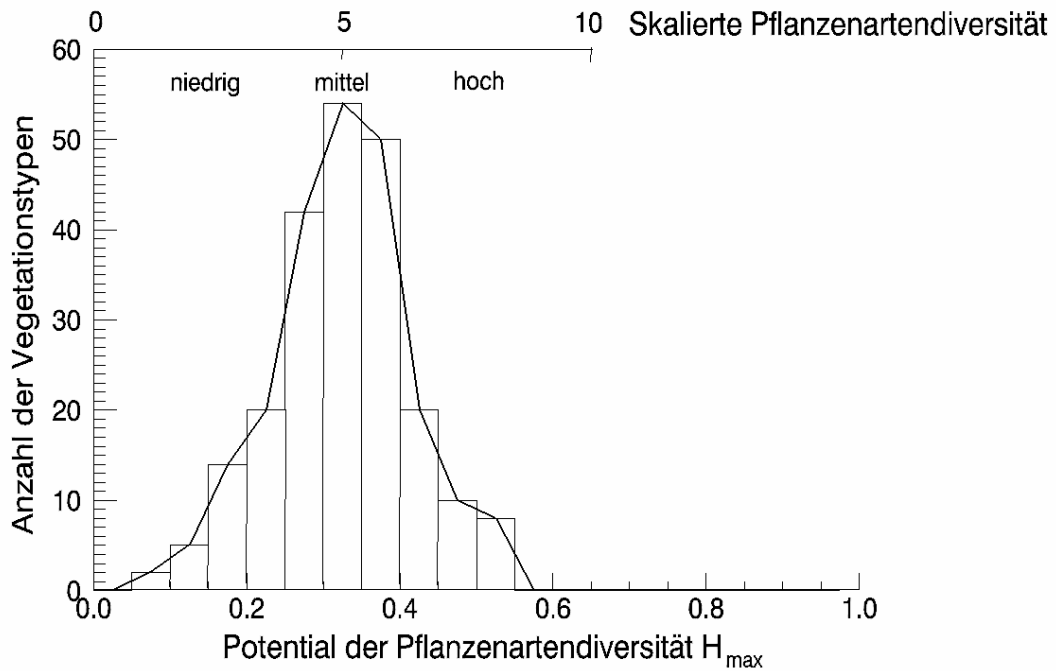


Abb 9: Häufigkeitsverteilung von 225 auf der Waldfläche des ostdeutschen Tieflandes vorkommenden Vegetationstypen über Klassen der Pflanzenartendiversität H_{max} .

Betrachten wir nun die Pflanzenartendiversität während der Hauptstadien verschiedener Waldtypen, so stellen wir fest, daß sie sich systematisch mit den ökologischen Zustandsbedingungen verändert (Tabelle 1): Sie wächst bei vergleichbarem Licht- und Wärmeklima mit der Nährstoffausstattung der Standorte sowie mit zunehmendem Licht- und Wärmeangebot.

Mit der Kartierung der Waldtypen der potentiellen natürlichen Vegetation werden also gleichzeitig natürliche Potentiale der Pflanzenartendiversität der Wälder erfaßt. Für die natürlichen Buchenwälder auf mittleren bis kräftigen und kräftigen Standorten im NSG Hinrichshagen werden überwiegend mittlere natürliche Diversitätspotentiale ausgewiesen (Abb. 10 links).

Störungen der eingespielten Relationen zwischen Standort und Vegetation führen häufig zu einer Erhöhung der Diversität (Abb. 7). Dies gilt einerseits für die selbst organisierten Störungen während der Zerfallsstadien natürlicher Wälder, jedoch auch für vom Menschen verursachte Störungen der natürlichen Standorts-Vegetationsbeziehungen. So besitzen Forsten in der Regel höhere Pflanzenartendiversitäten als die Hauptstadien naturnaher Wälder, wobei dieser Effekt teilweise durch einen degradierenden Einfluß der künstlich eingebrachten Baumarten auf den Standortzustand wieder ausgeglichen wird. Im NSG Hinrichshagen ist eine Erhöhung der Diversität vor allem durch die Schaffung künstlicher Laubbaumforsten aus Eiche und Sandbirke sowie niederwaldartige

Bewirtschaftungsformen in der Vergangenheit erfolgt. Eine Erniedrigung der Diversität gegenüber den Hauptstadien der potentiellen natürlichen Buchenwälder tritt dagegen in den Nadelbaum-Buchen-Halbforsten auf, wo die natürliche Sukzession zur Ausbildung einer zweiten Baumschicht aus Buche und Hainbuche geführt hat (Abb. 10 rechts).

Tabelle 1: Potential der Pflanzenartendiversität, mittlere Artenzahl im Minimalareal, skalierte mittlere Oberbodentrophie und Lichtdurchlässigkeit des Kronendaches für eine Reihe ausgewählter Vegetationstypen des ostdeutschen Tieflandes (Trophieziffer 1 = sehr arm, 10 = sehr reich, Lichtziffer 1 = extrem dunkel, 10 = sehr licht).

Vegetationstyp	Strukturbestimmende Baumarten	Anzahl Vegetationsanalysen	Skalierte Trophieziffer	Skalierte Lichtziffer	Skalierte Pflanzenarten-diversität H_{max}	Mittl. Artenzahl i. Minimalareal <S>
Natürliche Buchenwälder						
Blaubeer-Traubeneichen-Buchenwald	Rotbuche Traubeneiche	38	3,8	4	4,6	15
Schattenblumen-Buchenwald	Rotbuche	201	4,9	3	3,6	12
Flattergras-Buchenwald	Rotbuche	197	6,0	3	4,4	17
Perlgras-Buchenwald	Rotbuche	303	6,7	3	5,0	24
Frühlingsplatterbsen-Buchenwald	Rotbuche	79	7,5	3	5,5	32
Natürliche Eichen- und Eichen-Hainbuchenwälder						
Blaubeer-Kiefern-Traubeneichenwald	Traubeneiche Waldkiefer	30	3,5	6	4,9	20
Straußgras-Eichenwald	Traubeneiche Stieleiche	92	3,8	5	5,4	20
Waldreitgras-Traubeneichenwald	Traubeneiche	53	4,3	5	4,8	21
Hainrispengras-Traubeneichen-Winterlinden-Hainbuchenwald	Traubeneiche Winterlinde Hainbuche	120	5,4	4	5,7	20
Leberblümchen-Traubeneichen-Winterlinden-Hainbuchenwald	Hainbuche Winterlinde Traubeneiche	53	7,5	4	7,7	37
Natürliche Kiefernwälder						
Heidekraut-Kiefernwald	Waldkiefer	43	1,7	7	3,4	11
Flechten-Kiefernwald	Waldkiefer	136	1,8	8	3,8	13
Beerkraut-Kiefernwald	Waldkiefer	49	2,1	7	3,9	11
Künstliche Kiefernforsten						
Drahtschmielen-Kiefernforst	Waldkiefer	235	3,0	6	3,8	17
Blaubeer-Kiefernforst	Waldkiefer	219	3,1	6	4,2	17
Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst	Waldkiefer	130	4,2	6	4,9	22
Himbeer-Kiefernforst	Waldkiefer	41	5,3	6	5,5	27

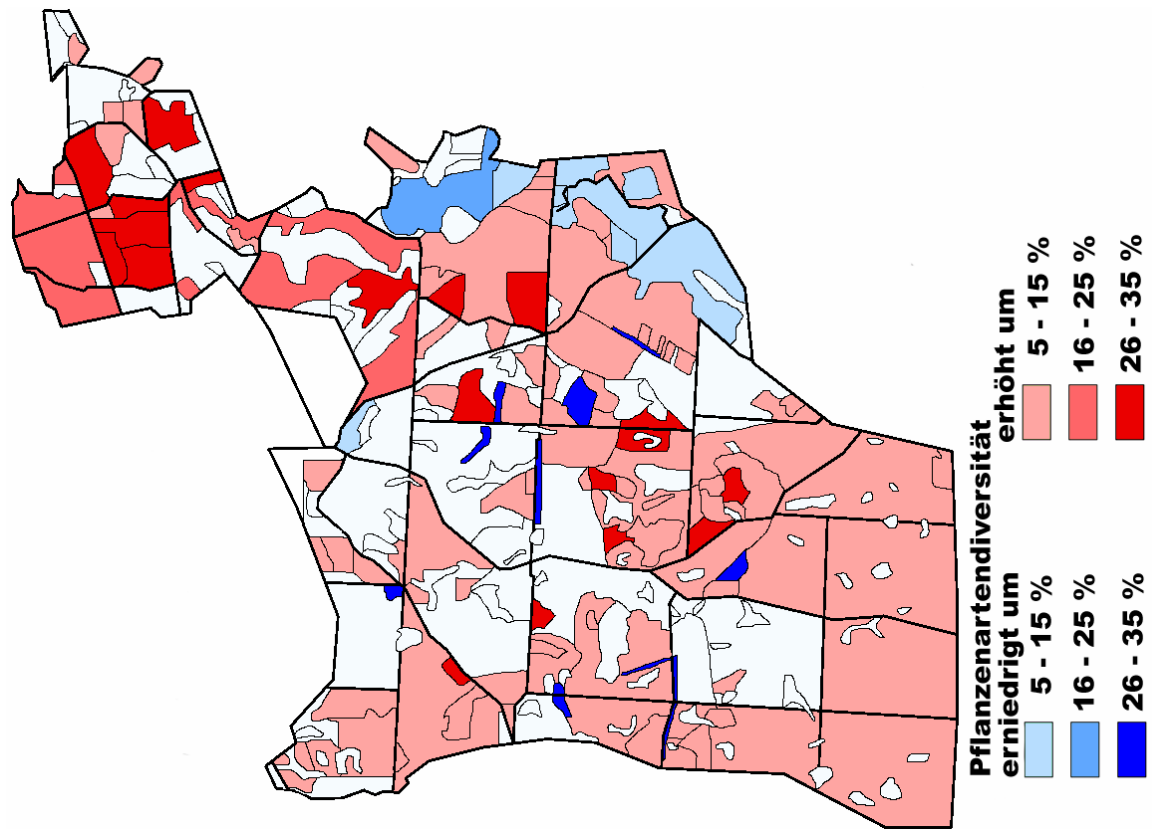
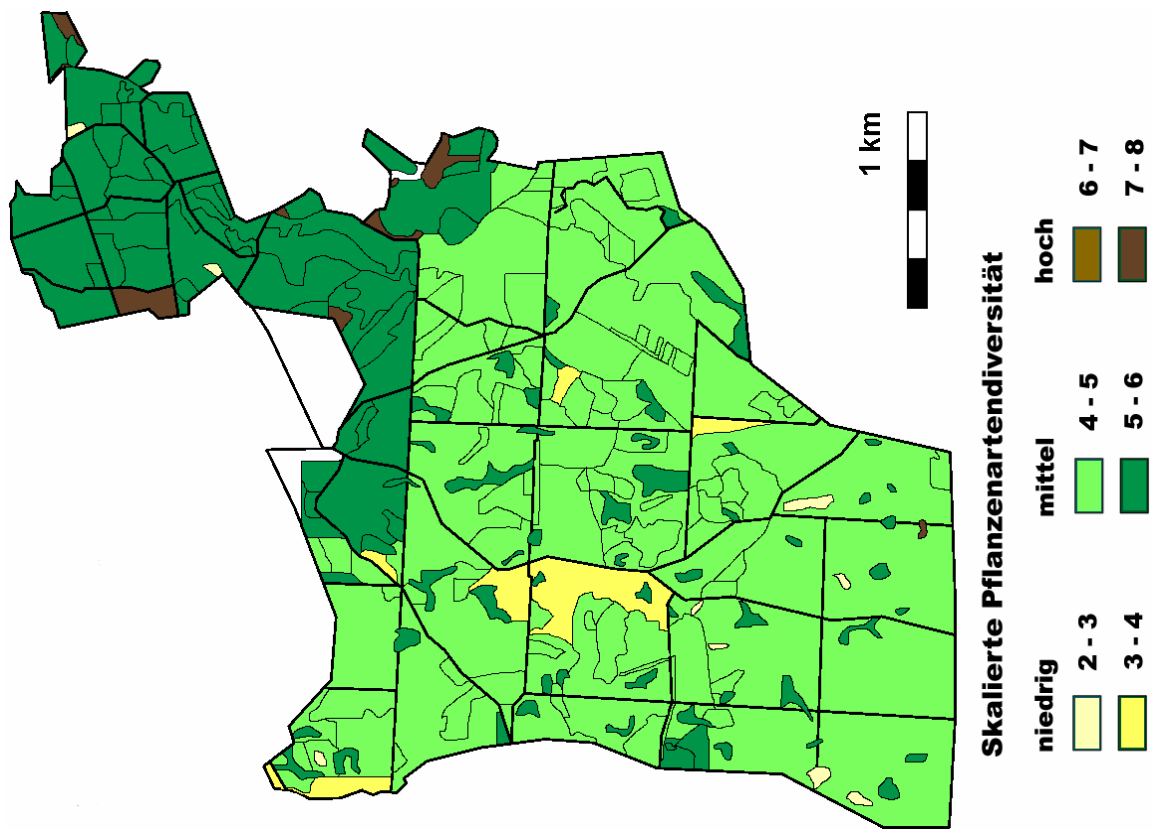


Abb. 10: Skalierte Pflanzenartendiversität der potentiellen natürlichen Vegetation (links) im NSG Hinrichshagen und Pflanzenartendiversität der aktuellen im Vergleich zur potentiellen natürlichen Vegetation (rechts).

7 Die Quantifizierung der Ökosystemtypenvielfalt: Phytodiversität auf der chorischen Ebene

Die abgeleiteten Potentiale der Pflanzenartenvielfalt beschreiben Diversität auf der Ebene der Pflanzengesellschaft oder des Ökosystems, also auf der topischen Ebene. Will man Diversität auf der Ebene bewaldeter Landschaftsausschnitte, also auf der chorischen Ebene, quantifizieren, so bietet sich wiederum eine Beschreibung nach Formel (2) an, wobei die p_i in diesem Falle gemäß

(5)

$$p_i = \frac{A_i}{\sum_i A_i}$$

über die Flächenanteile der verschiedenen Vegetationstypen in dem jeweiligen Landschaftsausschnitt berechnet werden.

Auf der Basis der in einem Gebiet kartierten Waldtypen der potentiellen natürlichen Vegetation können wir somit über die Gleichungen (2) und (5) ein natürliches Diversitätspotential für diesen Landschaftsausschnitt berechnen, das durch das naturräumlich vorgegebene Standortmosaik festgelegt wird.

Hiermit gewinnen wir eine objektive Maßzahl, um auf dieser Grundlage die Ökosystemtypendiversität der vom Menschen beeinflussten Waldlandschaft zu bewerten. Im Falle des NSG Hinrichshagen finden wir aufgrund der Tatsache, daß auf etwa einem Viertel der Fläche die natürlichen Waldtypen durch künstliche Forsttypen ersetzt wurden, eine Erhöhung der Ökosystemtypenvielfalt auf 180 % im Vergleich zum natürlichen Typenpotential (= 100 %).

8 Schlußfolgerungen

Die als Orientierungshilfe zur Bewertung des aktuellen Waldbildes und für Maßnahmen der Walderneuerung und -umgestaltung abgeleiteten Maßzahlen für die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung und die natürlichen Potentiale der Phytodiversität können über die Kartierung der PNV flächenhaft erfaßt werden. Am Beispiel des mecklenburgischen NSG Hinrichshagen ist deutlich geworden, daß eine höhere Naturnähe der Baumartenzusammensetzung vielfach mit einer geringeren Phytodiversität sowohl auf der topischen als auch auf der chorischen Ebene verbunden ist. Ein starker Anstieg der Diversität ist häufig eine Folge von Störungen des Ökosystemgefüges, die in natürlichen Wäldern offensichtlich in hohem Maße selbstorganisiert während zeitlich begrenzter Stadien im Vorfeld der natürlichen Regeneration auftreten. Während der durch Konkurrenzprozesse ausgelesenen Hauptstadien dagegen bleibt Vielfalt auf standörtlich determinierte und vorhersagbare Diversitätspotentiale beschränkt. Hieraus folgt, daß die Erhöhung der Diversität per se kein ökologisch begründbares Entwicklungsziel sein kann, sondern die Wertung von Vielfalt vor allem unter dem Aspekt der Erhaltung und Entwicklung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen erfolgen sollte.

Die höchste Selbstorganisationsfähigkeit besitzen jene Ökosystemeinheiten, die in wesentlichen Eigenschaften ihres Vegetations- und Standortzustandes dem „Bauplan“ der Natur, also dem potentiellen natürlichen Ökosystemzustand entsprechen: Sie verfügen über die Fähigkeit zur Selbstregulation ihrer Bestandesdichten, ohne daß menschliche Eingriffe zur Sicherung der Stabilität notwendig wären, und insbesondere auch über die Fähigkeit zur Selbstregeneration am Ende eines natürlichen Zyklus. Tatsächlich ist dieser natürliche Zyklus zumeist wesentlich länger als jene

Perioden, nach denen wir Verjüngung in bewirtschafteten Wäldern künstlich einleiten. Die Verkürzung der Waldentwicklungszyklen auf die Holzakkumulationsphasen ist ein weiterer Aspekt der Naturabweichung. Gerade die reifen Entwicklungsstadien in natürlichen Wäldern schaffen über die Neukombination genetischer Information, im Ergebnis von Migrationsprozessen und kleinstandörtlicher Differenzierung eine enorme Variation von Individuen, Arten und Strukturen und damit ein enormes Anpassungspotential an sich verändernde Umweltbedingungen. Dieses Anpassungspotential stellt eine entscheidende Voraussetzung für den dauerhaften Erhalt der Selbstorganisationsfähigkeit der Ökosysteme dar. Dort, wo bereits eine hohe Naturnähe der Baumartenzusammensetzung vorhanden ist, sollten daher in bestimmtem Umfang auch reife Entwicklungsstadien in die Walddynamik integriert werden. Für das NSG Hinrichshagen haben wir an anderer Stelle ein Entwicklungsszenario entworfen, nach dem über eine bewirtschaftende Steuerung der Walderneuerung innerhalb von 120 Jahren neben einer weiteren Erhöhung der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung ein im Gebiet umlaufender Wechsel aller Entwicklungsstadien des Buchenwaldes unter Einschluß reifer Entwicklungsstadien erreicht werden könnte (JENSSEN & HOFMANN 1997b).

Erhalt und Entwicklung der Selbstorganisationskapazität von Ökosystemen sind ein Gebot nachhaltiger Entwicklung und sollten insbesondere auch als auszuweisendes Naturschutzziel größere Beachtung finden (MÜLLER et al. 1997). Die flächenhafte Quantifizierung von Naturnähe der Baumartenzusammensetzung und natürlichen Diversitätspotentialen auf der Grundlage der europaweiten PNV-Kartierung stellt eine unverzichtbare wissenschaftliche Grundlage für die zur Umsetzung eines solchen Schutz- und Entwicklungsziels erforderlichen Bewertungen, Abwägungen und Planungen dar.

Literatur

- AUBREVILLE, A.M.A. (1938): La foret coloniale: Les forets de l'Afrique occidentale francaise. – Ann. Acad. Sci. Colon. 9: 1-245.
- BLUME, H.-P. & SUKOPP, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. – Schriftenreihe Vegetationskunde 10: 75-89.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. & REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. – Innsbruck (Wagner, Veröffentlichungen des Österreichischen MAB-Programms, Bd. 17), 493 S.
- HOFMANN, G. (1995): Wald, Klima, Fremdstoffeintrag - ökologischer Wandel mit Konsequenzen für Waldbau und Naturschutz. – Angew. Landschaftsökol. 4: 165-189.
- HOFMANN, G. & JENSSEN, M. (1999): Quantifizierung der Naturnähe als Planungsgrundlage für praktische Waldumbaumaßnahmen. – AFZ/Der Wald 54: 575-578.
- HOFMANN, G. & JENSSEN, M.: PNV und Naturraumpotentiale: Kohlenstoff- und Wasserhaushalt. – In diesem Band.
- HOLLING, C.S. (1986): The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. – In: CLARK, W.C. & MUNN, R.E. (Eds.): Sustainable development of the biosphere. – Cambridge, p. 292-317.
- JENSSEN, M. (2001): An Empirically Based Approach to Self-Organisation in Forest Ecosystems. – In: MATTHIES, M.; MALCHOW, H. & KRIZ, J. (Eds.): Integrative Systems Approaches to Natural and Social Dynamics. – Berlin, S. 203-222.

- JENSSEN, M. & HOFMANN, G. (1996): Der natürliche Entwicklungszyklus des baltischen Perlgras-Buchenwaldes (Melico-Fagetum). Anregung für naturnahes Wirtschaften. – Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 30: 114-124.
- JENSSEN, M. & HOFMANN, G. (1997a): Entwicklungszyklen des baltischen Buchenwaldes. – AFZ/Der Wald 52: 1012-1014.
- JENSSEN, M. & HOFMANN, G. (1997b): Einstellung eines reifen Entwicklungszyklus im Buchenwald. – AFZ/Der Wald 52: 1015-1018.
- JENSSEN, M. & HOFMANN, G. (2001): Zur Quantifizierung der Pflanzenartenvielfalt in Wäldern. – AFZ/Der Wald 56: 854-856.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. – Stuttgart, 310 S.
- LEIBUNDGUT, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder. – Allg. Forst-Z. 33: 686-690.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. – Bern, Stuttgart, 260 S.
- MAYER, H. (1986): Europäische Urwälder. – Stuttgart, 385 S.
- MIEGROET, M. VAN (1996): Über Waldstabilität. – Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 30: 49 – 57.
- MÜLLER, F.; BRECKLING, B.; BREDEMEIER, M.; GRIMM, V.; MALOCHOW, H.; NIELSEN, S.N. & REICHE, E.W. (1997): Ökosystemare Selbstorganisation. – In: FRÄNZLE, O.; MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. – Landsberg am Lech, Abschnitt III-2.4, 19 S.
- REMMERT, H. (1991): The mosaic-cycle concept of ecosystems – an overview. – In: REMMERT, H. (Ed.): The mosaic-cycle concept of ecosystems (Ecological Studies 85). – Berlin, Heidelberg, New York, 1-21.
- SOLBRIG, O.T. (1994): Biodiversität. Wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung. – Bonn, 88 S.
- SUKOPP, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – Ber. Landwirtschaft. 50: 112-139.
- STÖCKER, G. (1997): Struktur und Dynamik der Bergfichtenwälder im Hochharz. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 139: 31-61.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoz. (Stolzenau) 13: 5-42.

Anschrift der Autoren:

Dr. Martin Jenssen und Prof. Dr. habil. Gerhard Hofmann
 Waldkunde-Institut Eberswalde
 Walther-Rathenau-Str. 6a
 16225 Eberswalde
 DEUTSCHLAND
 E-Mail: jenssen@waldkunde-eberswalde.de

**Auswertung der Europakarte für synsystematische
Gliederungen**

**Analysis of the European Vegetation Map for
Synsystematic Classifications**

Die Kartierungseinheiten der Europakarte als Grundlage für die Verbreitung und chorologische Typisierung von Pflanzengesellschaften am Beispiel der alpinen Vegetation

Mapping Units of the European Vegetation Map as a Basis for Distribution and Chorological Characterization of Plant Communities: Examples from Alpine Vegetation

PAUL HEISELMAYER

Zusammenfassung

Pflanzengesellschaften lassen sich mittels Arealdiagnosen chorologisch interpretieren. Neben der Zonaldiagnose sind auch Regionaldiagnosen möglich. Die Verbreitung eines Syntaxons ist ebenfalls eine Funktion pflanzengeographisch definierter Räume. Vergleiche einzelner Syntaxa im europäischen Raum sind auf der Grundlage der Vegetationskarte Europas möglich. Eine Gegenüberstellung der Schneebodenvegetation der Alpen und der Skanden zeigt die floristische Eigenständigkeit derjenigen der Alpen bedingt durch zahlreiche endemische Arten und solche der mitteleuropäischen Gebirge. Ein Vergleich der Verbände alpiner Rasen in Europa ergibt in den Skanden und Alpen eine geringe und im südeuropäischen Raum, – bedingt durch Isolation, klimatische Differenzierung und fehlende Vereisung während der Eiszeiten, – eine große Anzahl von Verbänden. In der oberen alpinen Stufe der Alpen sind häufig Elyneten ausgebildet, sie sind in den Ostalpen meist zwischen 2300 m und 2700 m verbreitet. Ein chorologischer Vergleich mit der Schneeboden zeigt große Ähnlichkeit zwischen beiden Einheiten. Die Europakarte bietet eine gute Grundlage für weitere Auswertungen, sie zeigt die räumliche Differenzierung der Formationen auf und gibt Auskunft über die Gesellschaftsdiversität in den einzelnen Regionen.

Abstract

Plant communities can be interpreted chorologically on the basis of their distribution type spectra. Analysis of distribution type spectra is possible at both the zonal and regional level. It is also possible to characterize the geographical distribution of syntaxa in the same way. The vegetation map of Europe can be used to compare the individual syntaxa in the European region:

1. A chorological comparison of the snow bed communities of the Alps with those of the Scandinavian mountain range shows the uniqueness of the Alps, which is caused by the occurrence of a large number of endemic species in the Alps and species confined to the Central European mountain ranges.
2. The number of alliances within alpine grasslands is higher in southern European mountain ranges than in the Alps or the Scandinavian mountain ranges. The absence of ice cover during the ice ages, isolation and climatic differences are causes for higher diversity.
3. The association *Elynetum myosuroides* is very common in the Alps. Its distributional type spectrum shows great similarity to those of alpine snow bed communities.

The vegetation map of Europe shows the spatial differentiation of the formations and the diversity of plant communities and can be used as a basis for further analysis.

1 Einleitung

Die Verbreitung von Pflanzengesellschaften (Synchorologie) und der darin auftretenden Arten war immer ein Anliegen der geobotanischen Forschung (siehe NEUHÄUSL et al. (Ed.) 1985) und erfordert eine vergleichende Betrachtung zwischen konkreter Vegetation, Syntaxa und Taxa. Nach MEUSEL (1954) haben die charakterisierenden Arten von Pflanzengesellschaften meist unterschiedliche Areale und daher nur eine begrenzte räumliche Gültigkeit. Meistens ändert sich das Arteninventar einer Assoziation, je weiter die Bestände von ihrem Verbreitungszentrum oder voneinander entfernt sind; sie kann daher in geographische bzw. synchorologische Rassen gegliedert werden. Diese werden durch chorologische Artengruppen definiert. Die Einbeziehung chorologischer Daten ergibt aber auch zusätzliche Interpretationsmöglichkeiten von Syntaxa:

- Kennzeichnung der Syntaxa mittels der Areale der daran beteiligten Sippen (Arealtypen) und damit verbunden indirekt eine synchorologische Zuordnung.
- Darstellung der räumlichen Verbreitung der einzelnen Syntaxa und deren pflanzengeographische Kennzeichnung.

2 Kennzeichnung von Syntaxa mittels Arealtypen

Die chorologische Kennzeichnung von Gesellschaften wurde von MEUSEL (1939, 1940) am Beispiel der „Grasheiden Mitteleuropas“ durchgeführt. Arbeiten von BÖCHER (1940) und PAFFEN (1951) zeigten weitere Möglichkeiten der Anwendung von Arealpektren.

Nach den grundlegenden Arbeiten von MEUSEL et al. (1965-1992) lassen sich Sippenareale in einem dreidimensionalen System (Zonen, Ozeanität, Höhenstufe = Zonaldiagnose) bzw. auf der Basis von pflanzengeographischen Gliederungen (Regionaldiagnose) zuordnen und weiterführend auswerten. Ferner verwendeten u. a. HEISELMAYER (1976), DIERSCHKE (1977) und HUNDT (1985) solche Zonaldiagnosen zur Kennzeichnung und Interpretation von Pflanzengesellschaften.

3 Kennzeichnung der Syntaxa mittels Spektren von Geoelementen bzw. Artenarealen

Ähnlich wie in der Regionaldiagnose von MEUSEL et al. (1965-1992) werden Florenelemente von verschiedenen Autoren herangezogen (MARSTALLER 1970, OBERDORFER 1971, WELSS 1985). Hier werden die einzelnen Pflanzengesellschaften nach Geoelementen charakterisiert und geben Auskunft über den Verbreitungsschwerpunkt der Arten der jeweiligen Gesellschaft.

Nützlich ist auch die Angabe der Verbreitung einzelner Arten (entweder Kennarten oder repräsentative Arten) zur synchorologischen Kennzeichnung der Gesellschaft (SCHUBERT 1960, SCHÖNFELDER 1970, 1972, DIERSCHKE 1997). Daneben verwendet SCHRAUTZER (1988) bei Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein Kennarten zur Kennzeichnung der Verbreitung von Pflanzengesellschaften.

4 Die Verbreitung von Syntaxa

Die Verwendung der zonalen Arealdiagnose bei Syntaxa wurde von DIERSCHKE (1994, S. 584) an einem kleinen Beispiel dargestellt, wobei ausschließlich höhere Syntaxa verwendet wurden (z. B. *Vaccinio-Piceetalia*: m/mo(salp)-b.subk-k).

Verbreitungskarten von Syntaxa wurden in den letzten Jahren immer häufiger publiziert. War ursprünglich das Datenmaterial hierfür zu gering, so kann jetzt für einzelne Syntaxa auch überregional

eine Verbreitungskarte erstellt werden. Während sich SCHUBERT (1960) bei der Verbreitung der *Nardus*-reichen Gesellschaften auf Mitteleuropa beschränkt, zeigte GÉHU (1972) am Beispiel der Vegetation der französischen Atlantikküsten Rasterverbreitungskarten einzelner Assoziationen. BEEFTINK (1972) bringt Verbreitungskarten höherer Syntaxa europäischer und nordafrikanischer Salzpflanzengesellschaften als Umrißkarten. DIERSCHKE (1977) wertet Punktverbreitungskarten der *Trifolio-Geranieta* aus und leitet aus der Arealdiagnose eine schwache Thermophilie ab. Auf Assoziationsbasis wurden in weiterer Folge von BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ (1985) die Verbreitung der *Molinietalia*-Gesellschaften der damaligen Tschechoslowakei, von GÉHU & FRANCK (1985) die der Küstengesellschaften Frankreichs und von MUCINA (1989) die der *Onopordion acanthium*-Gesellschaften in Form von Rasterkarten dargestellt. Als weitere Beispiele sind zu nennen: ROYER (1985) mit der Verbreitung des *Mesobromion*s in Frankreich, DIERSCHKE (1990) mit der Gliederung des *Fagion*-Verbandes für Zentral- und Westeuropa und DIERSCHKE (1997) mit der Klasse *Festuco-Brometea* unter Verwendung der Areale von Kennarten.

Die Areale von Pflanzengesellschaften der Gebirge sind wesentlich schlechter bearbeitet; Ansätze dazu finden sich bei HERTER (1989), KRAHULEC (1985) und PEPPLER (1992).

5 Problemstellung und Methode

Das im Rahmen der Europakarte vorhandene Datenmaterial bietet die Möglichkeit, verschiedene Lebensräume und Pflanzengesellschaften der Gebirge Europas im Hinblick auf deren Verbreitung und Arealtypenspektren zu vergleichen. Dazu wurden die Alpen als zentrales Hochgebirge beispielhaft herangezogen. Nicht berücksichtigt wurde der Kaukasus, da zuerst ein syntaxonomischer Vergleich der Alpen mit den anderen Gebirgen durchgeführt werden sollte.

Bei dieser Arbeit stellten sich mehrere Fragen:

- Wie werden Höhenstufen an Hand des Arealtypenspektrums charakterisiert?
- Ist die Verwendung nur von Charakterarten zur chorologischen Charakterisierung sinnvoll?
- Wie unterschiedlich sind die Arealtypenspektren gleicher Lebensräume (Schneeböden) in den Alpen und den Skanden?
- Wie sind die Verbände alpiner Rasen in Europa verbreitet?
- Wie sind Elyneten in den Ostalpen verbreitet?
- Wie sind diese Elyneten chorologisch charakterisiert?
- Wo liegen die Probleme bei der Erstellung synchorologischer Karten?

Die Arealtypenspektren der Zonaldiagnosen wurden nach MEUSEL et al. (1965-1992) erstellt, bei einigen Sippen wurde auch ROTHMALER (1976) herangezogen. Für die Regionaldiagnose wurde als Grundlage MEUSEL et al. (1965-1992) verwendet, die einzelnen Areale aber in ein praktikables Schema eingeordnet, das insbesondere amphiatlantische und zirkumpolare sowie alpine, arktische und altaische Arten berücksichtigt. Die Vielzahl der Typen zwang zu einer Generalisierung auf wenige Haupttypen. Die Verbreitung der Syntaxa höheren Ranges wurde mit Hilfe der Datenbögen für die Kartierungseinheiten der Europakarte grob durchgeführt. Bei der beispielhaften Assoziation *Elynetum* s.l. wurden die Fundpunkte der Vegetationsaufnahmen in die Karte eingetragen; wo nur eine Gebietsangabe vorhanden war, wurde dies ebenfalls als Fundpunkt in der Mitte der Fläche eingetragen.

Die Nomenklatur der Taxa außerhalb Österreichs erfolgte nach TUTIN et al. (1968-1993: Flora Europaea), innerhalb Österreichs nach ADLER et al. (1994), bei den Syntaxa wurde die Arbeit von RODWELL et al. 2002 berücksichtigt. Die Abkürzung der Arealbindungsbezeichnung (Zonaldiagnose, Regionaldiagnose) richtet sich nach MEUSEL et al. (1965-1992).

6 Ergebnisse und Diskussion

6.1 Charakterisierung mittels Zonaldiagnose

Im Rahmen einer Arbeit über inneralpine Laubwälder (HEISELMAYER 1975, 1976) wurden auch die Kontaktgesellschaften in Richtung Waldgrenze am Beispiel des Kleinarltals (Radstädter Tauern) genauer untersucht. Dabei konnte neben einem *Helleboro-Abieti-Fagetum* in der Montanstufe ein *Larici-Cembretum fagetosum* in der unteren subalpinen Stufe und ein *Larici-Cembretum rhododendretosum hirsuti* in der oberen Subalpin-Stufe festgestellt werden. Eine subalpine Fichtenstufe ist in diesem Talschluß nicht ausgebildet, die Hangbereiche der Umgebung sind größtenteils stark forstlich genutzt und als fichtenreiche Tannenwälder einzustufen. Auf Basis der vorhandenen Vegetationsaufnahmen wurde eine Zonaldiagnose der beteiligten Arten durchgeführt und der Anteil der einzelnen Arten sowohl hinsichtlich ihrer Bindung an Zonen, als auch an Ozeanitäts- und Höhenstufen bestimmt.

Folgende Gesellschaften wurden zur Erfassung der Höhenstufen ausgewählt:

1. *Helleboro-Abieti-Fagetum* (Kleinarl 1200 m)
2. *Larici-Cembretum fagetosum* (Kleinarl 1400 m)
3. *Larici-Cembretum rhododendretosum hirsuti* (Kleinarl 1700 m)

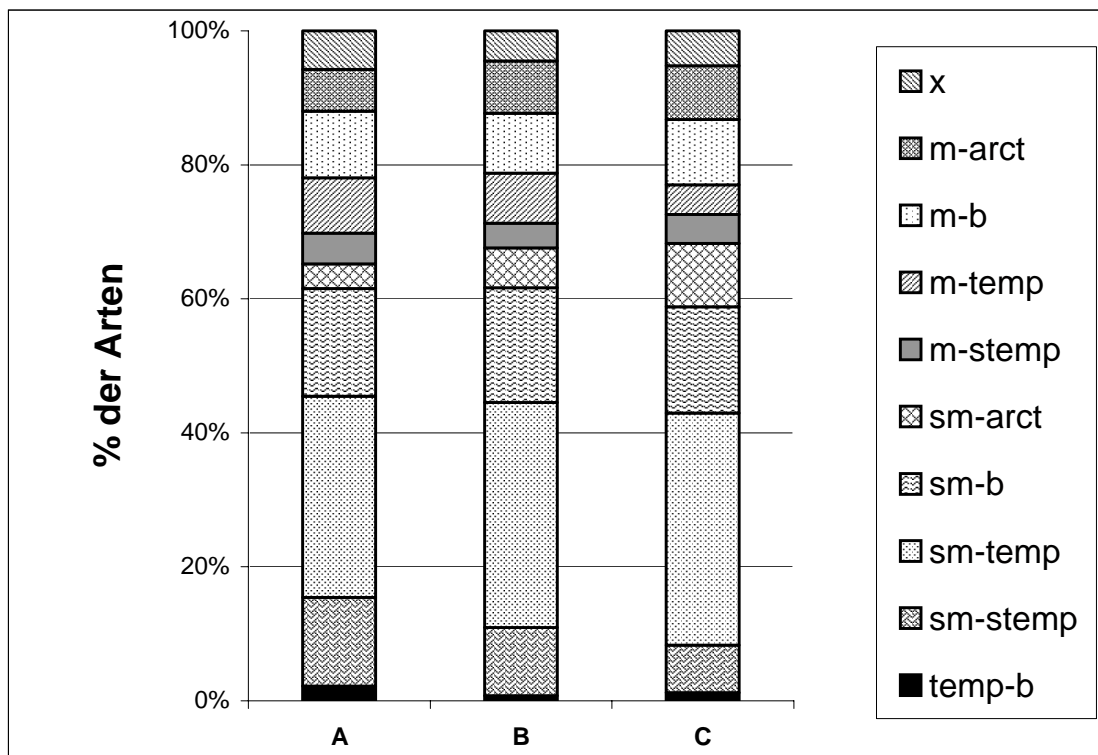


Abb. 1: Zonalitäts-Diagnose der Wälder im hinteren Kleinarltal (Salzburg).
 A. *Helleboro-Abieti-Fagetum* (Kleinarl 1200m)
 B. *Larici-Cembretum fagetosum* (Kleinarl 1400m)
 C. *Larici-Cembretum rhododendretosum hirsuti* (Kleinarl 1700m)

In unserer Betrachtung soll der Höheneffekt, der zwischen *Helleboro-Abieti-Fagetum* und *Larici-Cembretum rhododendretosum hirsuti* gegeben ist, genauer beleuchtet werden. Während bei der zonalen Diagnose ein Rückgang der submeridional-subtemperaten Arten (sm-stemp) sowie der meridional-temperaten (m-temp) mit der Höhe zu verzeichnen ist (Abb. 1), wächst der Anteil der submeridional-temperaten (sm-temp) und der submeridional-arktischen (sm-arct) Arten. Der Anteil der borealen Arten (sm-bm, m-b) bleibt dagegen gleich. Bei der Ozeanitätsfindung ist ein Anstieg der mäßig kontinentalen und ein leichter Abfall der subozeanischen Arten (Abb. 2) mit der Höhe festzustellen. Wesentlich ausgeprägter ist dagegen der Bezug zur Höhenstufe: Einem Abfall der planar-montanen (p-mo) bzw. rein montanen (mo) Arten steht ein Anstieg der subalpinen und alpinen Arten mit breiter Amplitude (p-salp, p-alp) sowie mit rein subalpiner bis alpiner Verbreitung (salp-alp) gegenüber (Abb. 3).

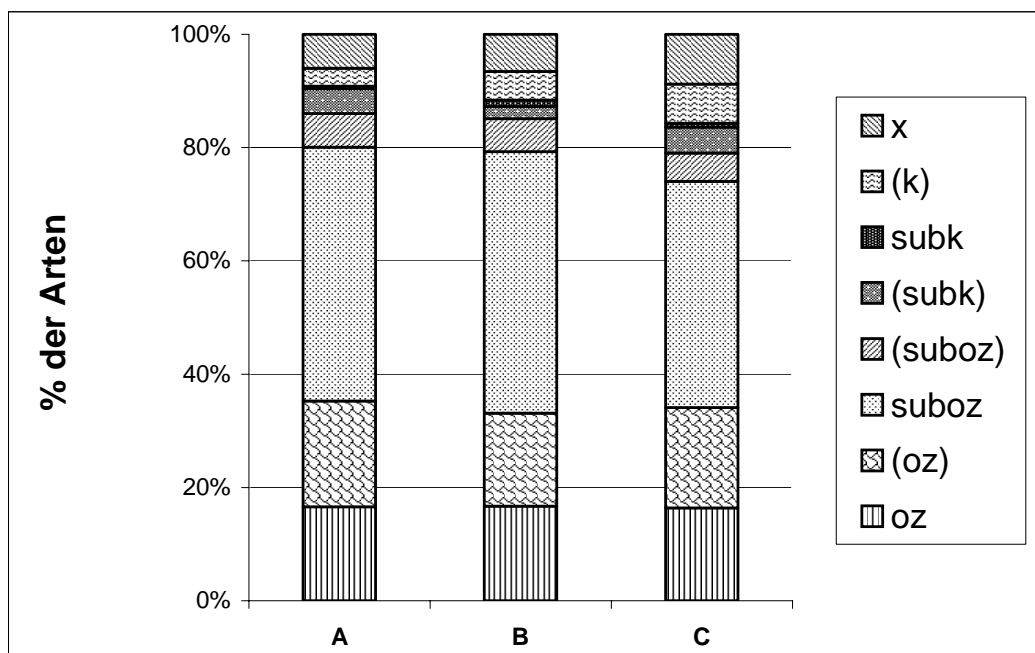


Abb. 2: Ozeanitäts- und Kontinentalitäts-Diagnose der Wälder im hinteren Kleinarltal (Salzburg).

6.2 Charakterisierung mittels Charakterarten

Die Überprüfung der Aussagekraft unter ausschließlicher Verwendung von „Charakterarten“ (siehe SCHRAUTZER 1988) wurde bei einem subalpinen Lärchen-Zirbenwald versucht. Als Grunddatensatz wurde ein Silikat-Lärchen-Zirbenwald aus ELLENBERG & KLÖTZLI (1972) verwendet und die Charakterartengruppe zur Bewertung herangezogen. Die Zonaldiagnose ergab eine zonale Bindung und mäßig ozeanischen Charakter. Bei der Höhenstufenbindung wurde der subalpine Charakter deutlich. Eine Regionaldiagnose kann nur mit *Pinus cembra* durchgeführt werden, wobei Einzelvorkommen noch keinen Lärchen-Zirbenwald kennzeichnen. Diese Ergebnisse sind für diese terrestrischen Lebensräume unbefriedigend. Zu dem für statistische Auswertungen zu geringen Datenmaterial kommt auch die Problematik der „autorenspezifischen Charakterarten“.

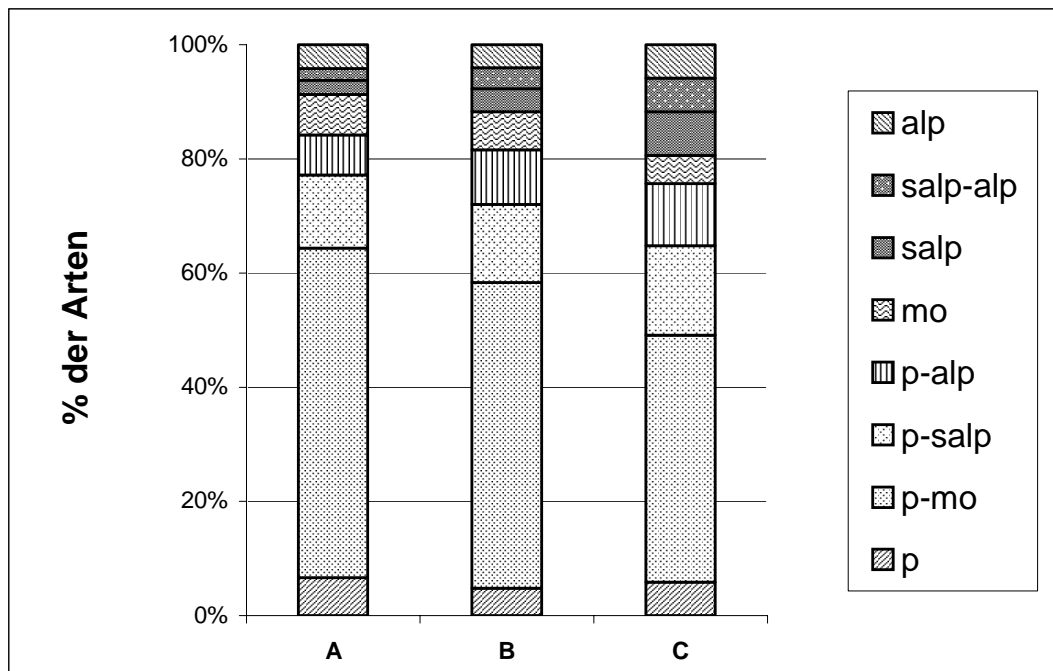


Abb. 3: Diagnose der Höhenstufenbindung der Wälder im hinteren Kleinartal (Salzburg).

6.3 Charakterisierung durch Goelemente

Schneeboden-Gesellschaften des Hochgebirges werden in ganz Europa einer Klasse (*Salicetea herbaceae* auf Silikat) zugeordnet, weisen aber in den einzelnen Gebirgen größere floristische Unterschiede auf. Ein Vergleich der Skanden (Daten aus GJÆREVOLL 1956) mit den Alpen (Daten aus BAHN & KÖRNER 1987, DUELLI 1987, FRIEDEL 1956, GANDER 1984, HERBST 1980, HOFER 1981, LECHNER 1969, MEDICUS 1981, PÜMPEL 1977, RAFFL 1982, THIMM 1953, WEISSENBACHER 1974) zeigt bei den Schneeböden deutliche Unterschiede.

Für die Regionaldiagnose wurden folgende Artengruppen gebildet:

amphiatlantische Arten (A)

zirkumpolare Arten (C)

europäische Arten (E)

Arten der mitteleuropäischen Gebirge (Alpen, Karpaten, Pyrenäen) (M)

In den Skanden wird die Schneebodenvegetation von amphiatlantischen und zirkumpolaren Arten (Abb. 4) dominiert, etwas geringeren Anteil haben europäische Arten (es fehlen jedoch Arten mit meridionaler bis temperater Verbreitung), in den Alpen stammen dagegen sind fast 70 % der Arten aus den mitteleuropäischen Gebirgen (Tabelle 1).

Eine weitere Gliederung kann mittels disjunkt verbreiteter Arten durchgeführt werden:

arktische

arktisch-altaiische Arten

arktisch-alpische Arten

arktisch-alpisch-altaiische Arten

pyrenäisch-mitteleuropäisch-balkanische (inkl.westsibirische Arten) = M

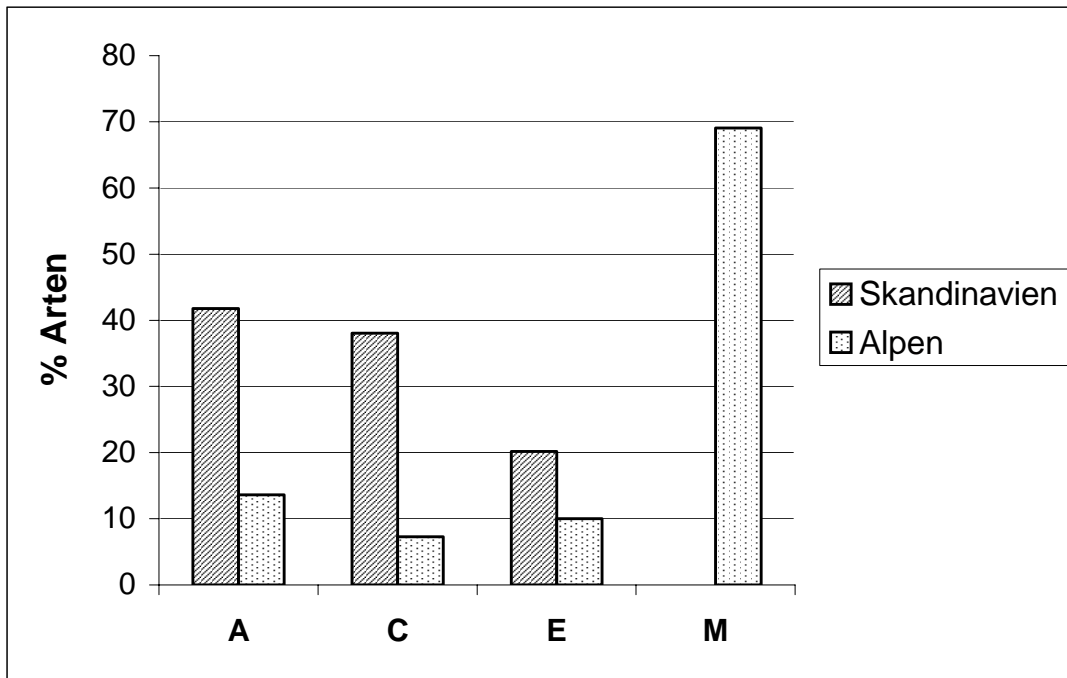


Abb. 4: Vergleich der Arealtypenspektren der Schneeböden von Skandinavien und Alpen.
 A: Amphiatlantische Arten
 C: Zirkumpolare Arten
 M: Arten der mitteleuropäischen Gebirge
 E: Europäische Arten

Die Skanden beherbergen einen hohen Anteil an arktisch-alpisch-altaiischen Arten (Abb. 5), während in den Alpen mitteleuropäische Gebirgsarten dominieren. Eine detaillierte Gliederung der mitteleuropäischen bis balkanischen Gebirge (Abb. 10) offenbart einen hohen Anteil von Arten mit pyrenäisch-alpisch-carpatisch-balkanisch-nordapenninischer Verbreitung.

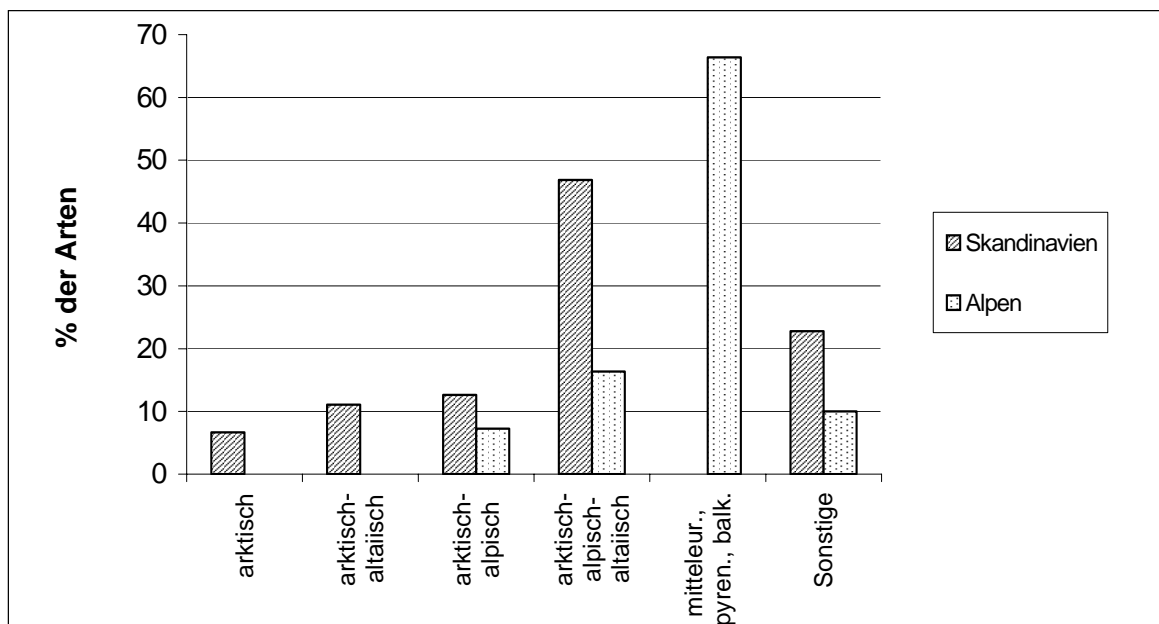


Abb. 5: Vergleich der Schneeböden von Skanden und Alpen (arktisch-alpisch-altaiisch).

Tabelle1: Vereinfachte Regionaldiagnose der ausgewerteten Arten.
(Normalschrift = Schneeböden, *kursiv* = Elynetum, **fett** = in beiden Lebensräumen vorkommend; Abkürzungen der Regionen in Anlehnung an Meusel et al. 1965 ff.).

AMPHIATLANTISCHE ARTEN (NACH HULTEN 1958) (A)

1. ARKTISCH

a) NOAM-GRÖNL-ISLAND-(IRLAND-SCHOTTL)-SKAND-RUSSL-(URAL)

Cassiope hypnoides	Euphrasia frigida	Saxifraga stellaris ssp.stellaris
Deschampsia alpina	Festuca vivipara	Taraxacum croceum

b) NOAM-GRÖNL-ISLAND-SKAND

Carex rufina	Poa flexuosa
--------------	--------------

2. ARKTISCH – ALPISCH

a) NOAM-GRÖNL-ISLAND-SKAND-NWRUSSL-ME GEB

Arabis alpina	Veronica alpina	Salix herbaceae
Bartsia alpina	Gentiana nivalis	Saxifraga aizoides
Cerastium alpinum		

b) NOAM-GRÖNL-ISLAND-SKAND-NWRUSSL-ME GEB (SCHWERGEWICHT: EUR)

Alchemilla alpina	Ranunculus glacialis
Hieracium alpinum	<i>Saxifraga paniculata</i>

3. ARKTISCH - ALPISCH – ALTAIISCH

NOAM-GRÖNL-ISLAND-SKAND-NWRUSSL-ME GEB-(KAUKAS)

Cerastium cerastoides	Gnaphalium supinum	Potentilla crantzii
<i>Comastoma tenella</i>	Juncus trifidus	Rhodiola rosea
Gnaphalium norvegicum		

4. AMPHIATLANTISCH MIT ÜBERGANG ZU CIRCUMPOLAR

a) ARKTISCH: OSIB-NWAM-NOAM-GRÖNL-SKAND-NWRUSSL (A)

Agrostis borealis
Phyllodoce caerulea

b) ARKTISCH - ALPISCH: OSIB-NWAM-NOAM-GRÖNL-SKAND-NWRUSSL-ME GEB (A)

Silene acaulis

c) ARKTISCH - ALPISCH - ALTAIISCH: ALTAI-OSIB-NOSIB-NWAM-NOAM-GRÖNL-SCHOTTL-ISLAND-SKAND-ME GEB-KAUKAS (A)

Athyrium distentifolium	Loiseleuria procumbens	Poa alpina
Diphysium alpinum	Luzula spicata	Sibbaldia procumbens
Epilobium anagallidifolium	Phleum alpinum agg.	Thalictrum alpinum

CIRCUMPOLARE ARTEN (NACH HULTEN 1964 U. 1971) (C)

1. ARKTISCH

NAM-SIB-RUSSL-SKAND-ISLAND-GRÖNL

Antennaria alpina	Ranunculus nivalis
Poa alpigena	

2. ARKTISCH – ALTAIISCH

NAM-SIB-ALTAI-RUSSL-SKAND-ISLAND-GRÖNL

Cardamine bellidifolia	Luzula confusa	Trisetum spicatum ssp.spicatum
Cassiope tetragona	Salix polaris	

3. ARKTISCH - ALPISCH – ALTAIISCH

NAM-SIB-ALTAI-RUSSL-SKAND-ISLAND-GRÖNL-ME GEB

Antennaria dioica	Erigeron uniflorus	Pedicularis oederi
Astragalus alpinus	Juncus biglumis	Ranunculus pygmaeus
Carex bigelowii agg.	<i>Kobresia myosuroides</i>	Sagina saginoides
<i>Carex capillaris</i>	<i>Lloydia serotina</i>	Salix reticulata
Carex lachenalii	Luzula frigida	Saussurea alpina
Carex vaginata	Minuartia biflora	Saxifraga oppositifolia
Equisetum scirpoides	Oxyria digyna	Saxifraga tenuis agg.

4. BOREOARKTISCH – ALPISCH – ALTAIISCH

NAM-NSIB-ALTAI-NEUR-ISLAND-GRÖNL-ME GEB

Carex brunnescens	Equisetum variegatum	Persicaria viviparum
Dryas octopetala	<i>Hedysarum hedysaroides</i>	<i>Selaginella selaginoides</i>
Empetrum hermaphroditum	<i>Ligusticum mutellinoides</i>	

5. ARKTISCH-ALPISCH

NAM-SIB-RUSSL-SKAND-ISLAND-GRÖNL-ME GEB

Vaccinium gaultheroides

MITTELEUROPÄISCHE GEBIRGSARTEN (M)

1. MEUR-BALK-KLEINAS-KAUKAS-MIAS-(ALTAI)

Leontodon hispidus	Saxifraga androsacea	Taraxacum alpinum
Ranunculus montanus	Saxifraga moschata	Taraxacum pacheri

2. ALPEN - ANGRENZENDE GEB.

a) ALP-CARP-BALK-NAPP

Androsace chamaejasme
Androsace obtusifolia
Arabis caerulea
Arenaria biflora
Arenaria ciliata ssp. ciliata
Aster bellidiastrum
Crepis aurea
Doronicum glaciale

Draba dubia
Festuca halleri agg.
Festuca violacea agg.
Gagea fistulosa
Galium anisophyllum
Gentiana anisodonta (ohne Karp.)
Geum reptans
Helianthemum alpestre

Ligusticum mutellina
Minuartia gerardi
Myosotis alpestris
Oreochloa disticha
Plantago atrata
Primula minima

b) PYR-ALP-CARP-BALK-NAPP

Acinos alpinus
Agrostis alpestris
Agrostis rupestris
Alchemilla fissa
Avenochloa versicolor
Campanula cochleariifolia
Campanula scheuchzeri
Cardamine alpina
Cardamine resedifolia
Carex curvula
Carex foetida
Carex parviflora
Carex sempervirens
Doronicum clusii
Draba aizoides agg.
Draba siliquosa

Euphrasia minima
Festuca pumila
Gentiana brachyphylla
Gentiana verna
Geum montanum
Gypsophila repens
Homogyne alpina
Leontodon helveticus
Luzula alpino-pilosa
Minuartia sedoides
Phyteuma hemisphaericum
Plantago alpina
Poa laxa
Potentilla aurea
Potentilla brauneana
Potentilla frigida

Pulsatilla alpina ssp. apiifolia
Ranunculus alpestris
Ranunculus pyrenaicus
Rhododendron ferrugineum
Sagina glabra
Salix retusa
Saxifraga bryoides
Saxifraga stellaris ssp. alpigena
Sedum alpestre
Sedum atratum
Silene excapa
Soldanella alpina
Tanacetum alpinum
Trisetum spicatum ssp. ovaticanic.
Veronica aphylla
Veronica bellidioides

3. ALPEN

Achillea atrata
Achillea moschata
Aconitum tauricum
Alchemilla pentaphylla
Androsace alpina
Carex fuliginosa
Cerastium pedunculatum
Cerastium uniflorum

Cirsium spinosissimum
Dianthus glacialis
Gentiana bavarica
Hutchinsia brevicaulis
Juncus jaquinii
Pedicularis rostrato-capitata
Phyteuma globulariaefolium
Primula glutinosa

Salix serpillifolia
Saxifraga rudolphiana
Saxifraga seguieri
Sesleria ovata
Sesleria sphaerocephala
Soldanella pusilla
Thymus polytrichus

4. (PYREN)-ALPEN-SKANDEN

Antennaria carpatica
Anthoxanthum alpinum

Carex atrata
Nigritella nigra

Oxytropis campestris

EUROPÄISCHE ARTEN (E)

1. EUROPÄISCH - (AMPHIATLANTISCH)

a) EUR-ISLAND-GRÖNL-OAM-WAM-ALTAI-(SÜDHEM)

Anthoxanthum odoratum agg.
Alchemilla vulgaris agg.

Avenella flexuosa
Nardus stricta

Parnassia palustris
Sagina procumbens

b) EUR-ISLAND-GRÖNL-(NAM)

Carex nigra

Viola palustris

2. EUROPÄISCH - (CIRCUMPOLAR)

a) EUR-ISLAND-GRÖNL-ME GEB-NAM-NSIB-ALTAI-(SÜDHEM)

Agrostis capillaris
Botrychium lunaria
Calamagrostis purpurea
Deschampsia cespitosa

Huperzia selago
Poa supina
Pyrola minor
Ranunculus acris

Solidago virgaurea
Vaccinium uliginosum
Vaccinium vitis-idaea

b) HOLARKTISCH

Equisetum arvense

c) EUR-SIB-ALTAI-(NWAM)

Cardamine amara
Coeloglossum viride ssp. vir.

Geranium sylvaticum
Salix lapponum

Vaccinium myrtillus
Viola biflora

3. MIEUR-(SCHOTT)-NWRUSSL

Aconitum napellus

Sesleria albicans

4. MIEUR-(SCHOTT)-SKAND-(NWRUSSL)

Carex ornithopoda
Euphrasia picta

Phyteuma orbiculare
Trollius europaeus

7 Verbreitung von Syntaxa

7.1 Verbände der alpinen Rasen in Europa

Die zonale Vegetation der alpinen Höhenstufe der Hochgebirge Mittel- und Südeuropas besteht aus Rasengesellschaften der Klassen *Caricetea curvulae* (Silikatgesteine) oder *Elyno-Seslerietea* (Kalkstein, Dolomit) (HORVAT et al. 1974, GRABHERR & MUCINA 1993); in Nordeuropa werden die alpinen Rasen nach DIERSSEN (1996) den *Carici rupestris-Kobresietea bellardii* bzw. *Loiseleurio-Vaccinietea* und *Calluno-Ulicetea* zugeordnet. Innerhalb der Verbände zeigt sich eine von Norden nach Süden zunehmende Diversität (Abb. 6) mit dem Maximum in der submeridional-meridionalen Zone (Tabelle 2). Die nach Süden zunehmende Diversität ist u. a. durch die isoliertere Lage der südlichen Gebirge mit einem höherem Anteil endemischer Sippen und – infolge der geringeren pleistozänen Vereisung mit wesentlich günstigeren Überdauerungsmöglichkeiten – bedingt. Weiterhin lassen sich enge Beziehungen zwischen dem Südpennin und dem dinarischen Bereich feststellen (*Seslerion juncifoliae*). Isoliert stehen die Verbände der mittel- und südiberischen Gebirge.

7.2 Nacktriedrasen im Ostalpenraum

Nacktriedrasen (*Elynetum*) sind der Vegetationstyp windexponierter Hochlagen in den Gebirgen. Sie siedeln auf feinerdreichem Substrat, entstanden aus Kalkphyeliten. Die wichtigsten Arten sind *Kobresia myosuroides*, *Ligusticum mutellinoides*, *Salix serpyllifolia* und *Silene acaulis*. Trotz des klaren Aufbaus lassen sich standörtlich unterschiedliche Ausbildungen unterscheiden (ALBRECHT 1969, HEISELMAYER 2004).

Ohne Berücksichtigung dieser Standort-Differenzierung wurden die Fundpunkte aus den wichtigsten Publikationen für den Ostalpenbereich (ALBRECHT 1969, BRAUN-BLANQUET 1969, BRAUN-BLANQUET & JENNY 1926, DALLA TORRE 1982, DUELLI 1987, FRIEDEL 1956, GANDER 1984, GRIEHSER 1992, GÜNTHER 1978, HERBST 1980, LECHNER 1969, LIPPERT 1966, MEUSEL 1952, OBERHAMMER 1979, RÜBEL 1911, THIMM 1953) kartenmäßig dargestellt (Abb. 7). Die Verteilung der Punkte zeigt eine enge Bindung an Hochlagen (zwischen 1900 m und 3000 m), die Hauptmasse der Vorkommen liegt aber zwischen 2300 und 2700 m, also in den höchsten Bereichen der Ostalpen. So fehlt das *Elynetum* östlich der Schladminger Tauern oder in den Kitzbühler Alpen und in den weniger hohen Regionen des nördlichen Alpenrandes (HUTTEGGER, K.; KURTZ, I. & HEISELMAYER, P. 2004).

An einem Beispiel (Hohe Tauern südlich des Niedersachsenhauses) wurde der Anteil der Florenelemente (Tabelle 1) berechnet. In diesen Beständen sind zirkumpolare und amphiatlantische Arten jeweils mit wenig über 10 % vertreten, mitteleuropäische Arten dagegen mit knapp 65 % (Abb. 8). Der Anteil der arktisch-alpisch-altaiischen Arten ist größer als jener der arktisch-alpischen (Abb. 9). Unter den mitteleuropäischen Gebirgsarten überwiegen solche mit Verbreitung von den Pyrenäen bis in den Balkan (Abb. 10). Endemiten der Alpen sind mit über 15 % beteiligt. Ein Vergleich mit der Schneeboden-Vegetation der Alpen zeigt viele Ähnlichkeiten, wobei aber in den Elyneten die arktisch-alpischen Arten zu Lasten der mitteleuropäischen Gebirgsarten stärker vertreten sind (Abb. 9, 10).

Tabelle 2: Verteilung der wichtigsten Verbände alpiner Rasen in Europa. (Distribution of alliances of alpin grasslands in Europe).
 Seslerion tatrae mit Sesleria sadlerana ssp. tatra, Festucion supinae mit Festuca airoides, Festucion eskiae mit Festuca varia ssp. eskia, Festucion macratherae mit Festuca violaceae ssp. macrathera, Seslerion apenninae mit Sesleria tenuifolia, Seslerion juncifoliae (Syn.: Seslerion tenuifoliae), Astragalo-Seslerion mit Sesleria caeruleans, Eryngio-Bromion mit Bromus riparius.

	Skand.	Schott.	Karp.	Alpen	Apen. n.	Pyren.	Apen. s.	Dinar.	Balkan	Serb.	Maked.	Alban.	Grie. n.	Grie. s.	Kant.	Iber. nw.	Iber. z.	Nevada	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
Kobresio-Dryadion	X																		
Nardo-Caricion bigelowii	X	X																	
Juncion trifidi			X																
Seslerion tatrae			X																
Caricion curvulae				X	X	X													
Seslerion albicantis				X	X														
Caricion ferrugineae				X				X											
Oxtripido-Elynon						X													
Festucion supinae						X													
Festucion eskiae						X													
Festucion macratherae							X												
Seslerion apenninae							X												
Seslerion juncifoliae								X											
Edraiantho-Seslerion									X										
Seslerion comosae										X									
Oxytropidion dinaricae											X								
Astragalo-Seslerion													X						
Eryngio-Bromion													X						
Trifolion parnassi														X					
Teesdaliopsio-Luzulion caespitosae															X	X			
Minuartio-Festucetum curvifoliae																	X		
Ptilotrichion pupurei																			X

Skand. = Skandinavien; Schott. = Schottland; Karp. = Karpaten; Alpen = Alpen; Apen. n. = Apennin nord; Pyren. = Pyrenäen; Apen. s. = Apennin süd; Dinar. = Dinariden; Dinar. = Dinariden; Balkan = Balkan; Serb. = Serbien; Maked. = Makedonien; Alban. = Albanien; Grie. n. = Griechenland nord; Grie. s. = Griechenland süd; Kant. = Kantabrien; Iber. nw. = Iberien nordwest; Iber. z. = Iberien zentral; Nevada = Sierra Nevada

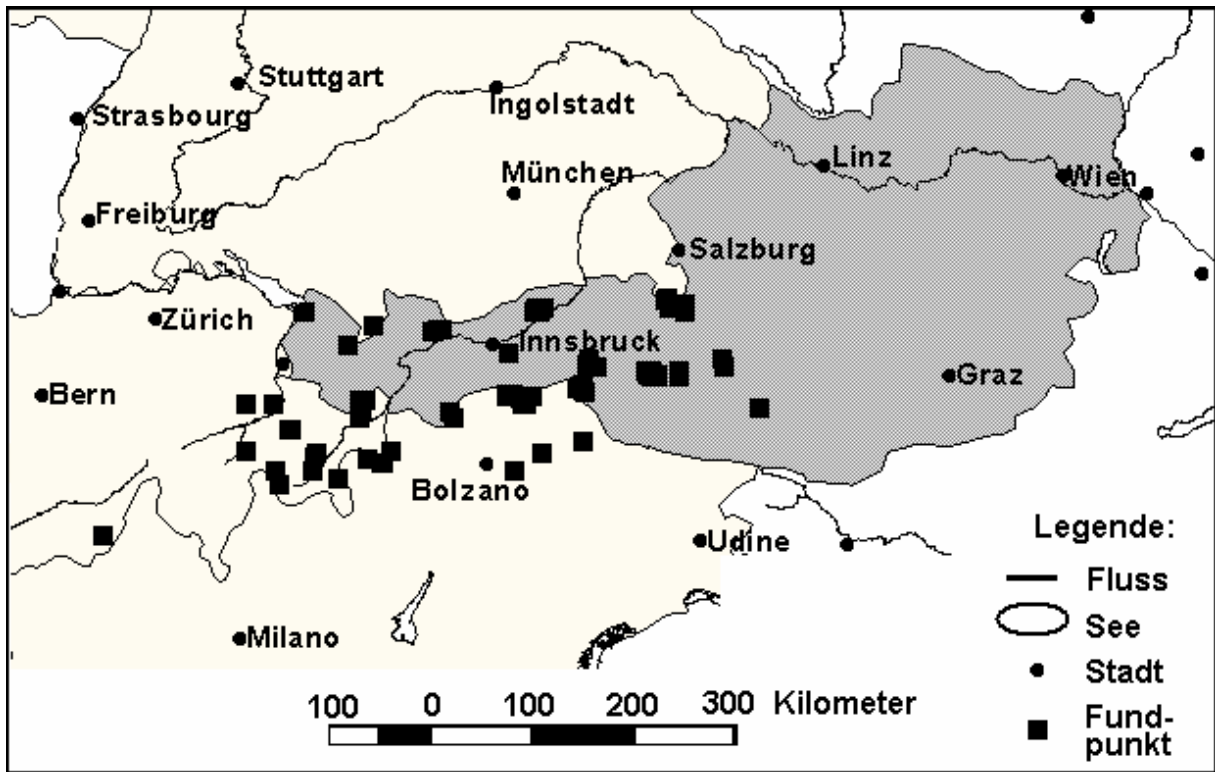


Abb. 7: Verbreitung des Elynetums s.l. in den Ostalpen. (nach Huttegger, K.; Kurtz, I. & Heiselmayer, P. 2004).

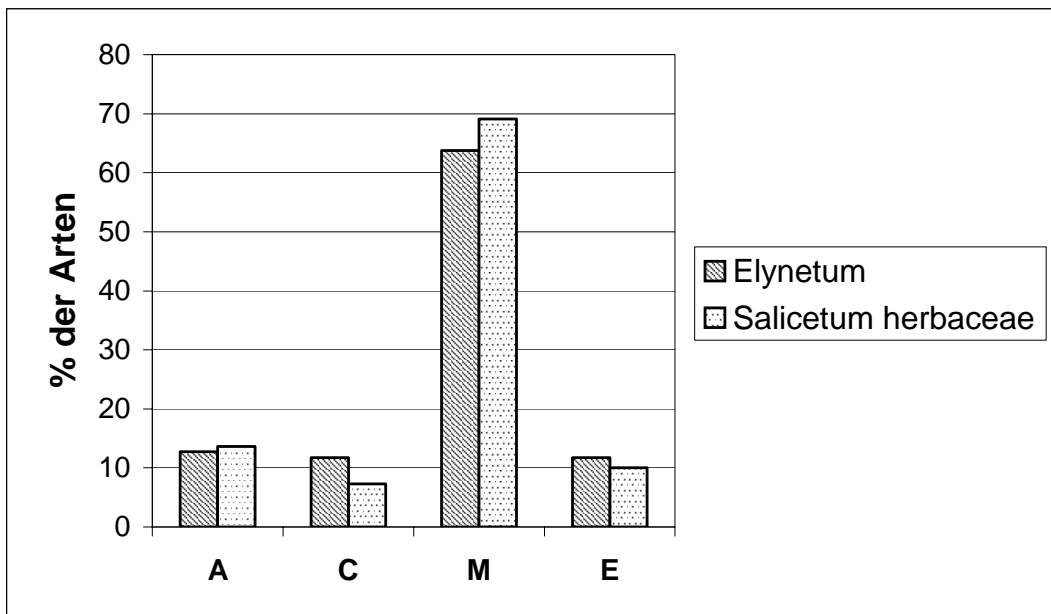


Abb. 8: Arealspektren der Elyneten und der Schneeböden in den Alpen.

- A: Amphiatlantische Arten
- C: Zirkumpolare Arten
- M: Arten der mitteleuropäischen Gebirge
- E: Europäische Arten

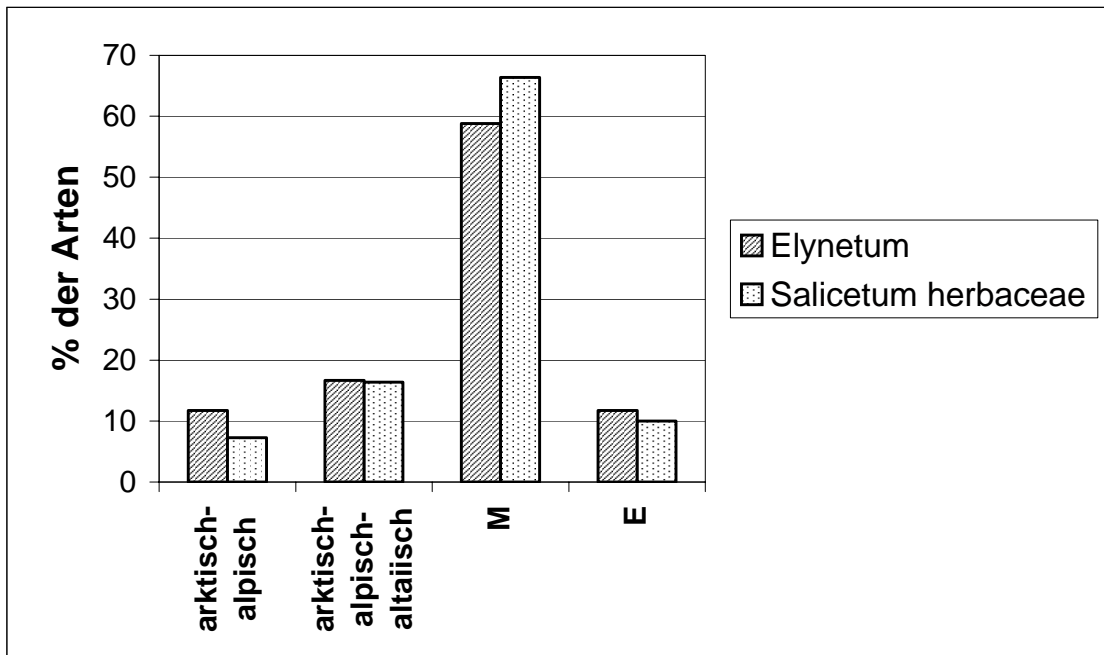


Abb. 9: Arealspektren der Elyneten und Schneeböden in den Alpen (arktisch-alpisch-altaiisch).

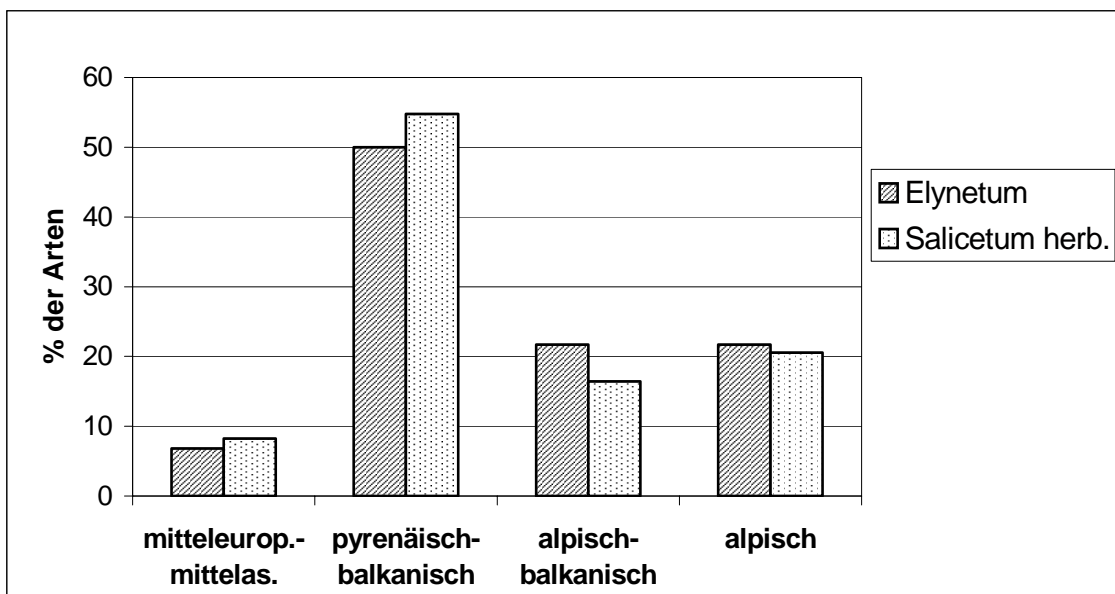


Abb. 10: Arealspektren der Elyneten und Schneeböden in den Alpen (mitteleuropäische Gebirge).

8 Anwendung der Europakarte

Da die Gebirge in Europa keine zusammenhängende Fläche bedecken, sondern inselartig auf ganz Europa verteilt sind, werden räumliche Verteilungsmuster der Vegetationseinheiten für die weitere Auswertung herangezogen. Die Europakarte gibt die **Grundgliederung** vor. Betrachtet man den Vegetationsinhalt der einzelnen Gebirge, so ergibt sich eine klare **räumliche Differenzierung**. So zeigt die Verteilung der Formation B (Abb. 6) deutlich die Sonderstellung der südlichen Gebirge die durch höhere **Gesellschaftsdiversität** gekennzeichnet sind und auch eine höhere **Artendiversität**

beinhalten. Damit werden zugleich **für den Arten- und Lebensraumschutz sensible Regionen** gekennzeichnet.



Abb. 6: Gliederung der Gebirge Europas in Verbandskomplexe (Zahlen sind Verbände in Tabelle 2).
 Graphik: Zankl; Kartenquelle: Schweizer Atlas (internet).

9 Probleme bei der Erstellung der Verbreitungskarten von Syntaxa

Ein die praktische Arbeit erschwerendes Problem ist die aktuelle Sippensystematik, die nicht nur einer laufenden Änderung unterworfen ist, sondern in den verschiedenen Regionen Europas auch unterschiedlich gehandhabt wird. Dieses ließe sich durch eine ständig aktualisierte Synonymenliste minimieren. Wesentlich problematischer für die Auswertung der Daten ist die unterschiedliche Auslegung des Assoziationsbegriffs und damit verbunden die Abgrenzung der einzelnen Gesellschaften. Eine einheitliche Nomenklatur der Syntaxa wird zwar angestrebt, wurde aber bisher in den seltensten Fällen erreicht. Insbesondere die Aufarbeitung der älteren Literatur und die Zuordnung der Gesellschaften zu einheitlichen Syntaxa (gültig für ganz Europa) fehlt. Vorschläge für Klasse und Verband sind jetzt vorhanden (MUCINA 1997, RODWELL et al. 2002). Im Hinblick auf die regional wechselnden Kennarten stellt sich die Frage, wie „geographische Rassen“ zu bewerten sind: Tritt bei Überschreitung eines „Kennartenareals“ ein neues Syntaxon auf oder nicht? Zusätzlich ist in vielen Fällen, insbesondere im Gebirge, das vorhandene Datenmaterial noch sehr lückig.

Literatur

- ADLER, W.; OSWALD K. & FISCHER R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. – Stuttgart (Ulmer) 1180 S.
- ALBRECHT, J. (1969): Soziologische und ökologische Untersuchungen alpiner Rasengesellschaften insbesondere an Standorten auf Kalk-Silikat-Mischgestein. – Diss. Bot. 5: 1-91, 5 Tab.
- BAHN, M. & KÖRNER, C. (1987): Vegetation und Phänologie der hochalpinen Gipfellagen am Glungezer in Tirol. – Ber. Naturw.-Mediz. Verein Innsbruck 74: 61-80.
- BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ, E. (1985): Chorological phenomena of the Molinietalia communities in Czechoslovakia. – Vegetatio 59: 111-117, Dordrecht.
- BEEFTINK, W.G. (1972): Übersicht über die Anzahl der Aufnahmen europäischer und nordafrikanischer Salzpflanzengesellschaften für das Projekt der Arbeitsgruppe für Datenverarbeitung. – In: VAN DER MAAREL, E. & TÜXEN, R. (Red.): Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie. Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1970: 371-396. Junk. Den Haag.
- BÖCHER, T.W. (1940): Studies on the plant geography of the North-Atlantic heath formation I. The heaths of the Faroes. – Biol. Meddel. Kongel. Danske Vidensk. Selsk. 15(3): 1-64.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1969): Die Pflanzengesellschaften der rätischen Alpen im Rahmen ihrer Gesamtverbreitung. – Bischofberger, Buchdr. Untertor. 100 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. & JENNY, H. (1926): Vegetationsentwicklung und Bodenbildung in der alpinen Stufe der Zentralalpen. – Denkschr. Schweizer. Naturforsch. Ges. 63(2): 1-349.
- DALLA TORRE, M. (1982): Die Vegetation der subalpinen und alpinen Stufe in der Puez-Geisler Gruppe. – Innsbruck (Unveröff. Diss., Univ. Innsbruck) 235 S.
- DIERSCHKE, H. (1977): Sind die Trifolio-Geranietea-Gesellschaften thermophil? – In: DIERSCHKE, H. (Red.): Vegetation und Klima (Rinteln, 24.-27.3.1975). [= Berichte Int. Symp. Int. Vereinigung Vegetationsk.]. – Vaduz (Cramer), S. 317-339.
- DIERSCHKE, H. (1990): Species-rich beech woods in mesic habitats in central and western Europe: a regional classification into suballiances. – Vegetatio 87: 1-10. Dordrecht.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – UTB für Wissenschaft: Grosse Reihe, Stuttgart (Ulmer) 683 S.
- DIERSCHKE, H. (1997): Pflanzensoziologisch-synchorologische Stellung des Xerothermgrasslandes (Festuco-Brometea) in Mitteleuropa. – Phytocoenologia 27(2): 127-140
- DIERSSEN, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. – UTB für Wissenschaft: Grosse Reihe, Stuttgart (Ulmer) 838 S.
- DUELLI, M.TH. (1987): Die Vegetation des Gaißbergtales. – MAB Projekt Obergurgl, Veröff. des österr. MAB-Hochgebirgsprogrammes 10: 205-231, Innsbruck (Wagner).
- ELLENBERG, H. & KLÖTZLI, F. (1972): Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. – Mitt. Schweiz. Anstalt Forstl. Versuchswesen 48 (4): 1-334, Birmensdorf.
- FRIEDEL, H. (1956): Die alpine Vegetation des oberen Mölltales (Hohe Tauern). – Wissenschaftl. Alpenvereinshefte 18: 1-153; 1 Karte, 28 Tab.
- GANDER, M. (1984): Die alpine Vegetation des Hinteren Defereggental (Osttirol). – Innsbruck (Unveröff. Diplomarbeit, Univ. Innsbruck) 155 S.
- GÉHU, J.M. (1972): Cartographie en réseaux et phytosociologie. – In: VAN DER MAAREL, E & TÜXEN, R. (Red.): Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie. [Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1970]. – Den Haag (Junk), S. 263-277.
- GEHU, J.M. & FRANCK, J. (1985): Données synchorologiques sur la végétation littoral européenne. – Vegetatio 59: 73-83 Dordrecht.

- GJÆREVOLL, D. (1956): The plant communities of the Scandinavian alpine snow-beds. – Det Norske Videnskabers Selskab Skrifte 1: 1-405; + 59 Tab.
- GRABHERR, G. & MUCINA L. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs: Teil 2. Natürliche waldfreie Vegetation. – Jena, Stuttgart, New York (Fischer) 423 S.
- GRIEHSER, B. (1992): Vegetationskundliche-synökologische Untersuchungen zur Vegetationsdynamik in der Gamsgrube (Glockner-Gruppe). – Salzburg (Unveröff. Diplomarbeit, Univ. Salzburg) 103 S.
- GÜNTHER, W. (1978): Die Vegetationsverhältnisse des Blühnbachtales. – Salzburg (Unveröff. Diss., Univ. Salzburg) 149 S.
- HEISELMAYER, P. (1975): Die Wälder im hinteren Kleinarlal – Zeugen einer wärmeren Klimaepoche. – Mitt. d. Gesellschaft f. Salzburger Landeskunde 117: 411-431.
- HEISELMAYER, P. (1976): Inneralpine Laubwälder in Kärnten, der Steiermark und Salzburg. – Carinthia II, 166./86. Jahrgang: 309-328 Klagenfurt.
- HEISELMAYER, P. (2004): Die Vegetation auf kalkhaltigem Silikatgestein. – In: La vegetazione postglaziale passata e presente. – Colloques phytosociologiques (Camerino) XXVIII: 933-946.
- HERBST, W. (1980): Die Vegetationsverhältnisse des Obersulzbachtales im Pinzgau. – Salzburg (Unveröff. Diss., Univ. Salzburg) 147 S.; + 20 Tab., 1 Karte.
- HERTER, W. (1989): Zur aktuellen Vegetation der Allgäuer Alpen. Die Pflanzengesellschaften des Hintersteiner Tales. – Diss. Bot. 147: 1-240. Berlin, Stuttgart.
- HOFER, H. (1981): Der Einfluß des Massenschlufes auf alpine Sauerbodenrasen am Beispiel Gurgler Heide (Ötztal/Tirol) und Beobachtungen zur Phänologie des *Curvuletums*. – Ber. natur.-med. Verein Innsbruck 68: 31-56.
- HORVAT, I.; GLAVAČ, V. & ELLENBERG, H. (1974): Vegetation Südosteuropas. – Stuttgart (Fischer) 768 S.
- HUNDT, R. (1985): Zur Nutzung der Arealdiagnose nach Meusel, Jäger & Weinert zur pflanzengeographischen Charakterisierung von Phytocoenosen. – Flora 176: 324-340, Jena.
- HUTTEGGER, K.; KURTZ, I. & HEISELMAYER, P. (2004): Plant community distribution: *Elynetum myosuroides* RÜBEL 1911 in the eastern alps. – Hacquetia (Ljubljana) 3: 91-94.
- KRAHULEC, F. (1985): The chorologic pattern of European *Nardus*-rich communities. – Vegetatio 59: 119-123, Dordrecht.
- LECHNER, G. (1969): Die Vegetation der inneren Pfunder Täler. – Innsbruck (Unveröff. Diss., Univ. Innsbruck) 259 S., + 17 Beilagen.
- LIPPERT, W. (1966): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Berchtesgaden. – Ber. Bayer. Bot. Ges. München 39: 67-122.
- MARSTALLER, R. (1970): Die naturnahen Laubwälder der Wöllmisse bei Jena. – Arch. Naturschutz Landschaftsf. 10: 145-189. Berlin.
- MEDICUS, R. (1981): Die Vegetation des Hollersbachtales Pinzgau, Salzburg. – Salzburg (Diss., Univ. Salzburg) 188 S.; + 7 Tab., 1 Karte, 2 Profile.
- MEUSEL, H. (1939): Die Vegetationsverhältnisse der Gipsberge im Kyffhäuser und im südlichen Harzvorland. – Hercynia 2: 1-372.
- MEUSEL, H. (1940): Die Grasheiden Mitteleuropas. Versuch einer vergleichend-pflanzengeographischen Gliederung. – Bot. Arch. 41: 357-519.
- MEUSEL, H. (1952): Über die *Elyneten* der Allgäuer Alpen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 29: 47-55.
- MEUSEL, H. (1954): Über die umfassende Aufgabe der Pflanzengeographie. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Stift. Rübel 29: 68-80.

- MEUSEL, H.; JÄGER, E.J. & WEINERT, E. (1965): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. 1. Teil. – Jena (Fischer) Kartenband 258 S., Textband 583 S.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E.J.; WEINERT, E. & RAUSCHERT, S. (1978): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. 2. Teil. – Jena (Fischer) Kartenband 163 S., Textband 418 S.
- MEUSEL, H. & JÄGER, E.J. (Hrsg.) (1992): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. 3. Teil.– Jena (Fischer) Kartenband 265 S., Textband 333 S.
- MUCINA, L. (1989): Syntaxonomy of the *Onopordum acanthium* communities in temperate and continental Europe. – *Vegetatio* 81: 107-115.
- MUCINA, L. (1997): Conspectus of classis of European vegetation. – *Folia Geobot. Phytotax.* 33: 117-172.
- NEUHÄUSL, R.; DIERSCHKE, H. & BARKMAN, J.J. (eds.) (1985): Chorological phenomena in plant communities. – *Proceed. 26th Internat. Sympos. Int. Ass. Veg. Sci. Prag 1982*: 1-270.
- OBERDORFER, E. (1971): Die Pflanzenwelt des Wutachgebietes. – *Die Wutach*: 261-321, Freiburg.
- OBERHAMMER, M. (1979): Die Vegetation der alpinen Stufe in den östlichen Pragser Dolomiten. – Innsbruck (Unveröff. Diss., Univ. Innsbruck) 194 S.
- PAFFEN, K.H. (1951): Geographische Vegetationskunde und Pflanzensoziologie. – *Erdkunde* 5: 196-203.
- PEPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. – *Diss. Bot.* 193: 1-404. Berlin, Stuttgart (Cramer)
- PÜMPEL, B. (1977): Bestandesstruktur, Phytomassevorrat und Produktion verschiedener Pflanzengesellschaften im Glocknergebiet. – In: *Alpine Grasheide Hohe Tauern, Ergebnisse der Ökosystemstudie 1976, Veröff. d. österr. MAB Hochgebirgsprogramm 1*: 83-101, Innsbruck (Wagner).
- RAFFL, E. (1982): Die Vegetation der alpinen Stufe in der Texelgruppe (Meran). – Innsbruck (Diss., Univ. Innsbruck) 197 S.
- RODWELL, J.S.; SCHAMINÉE, J.H.J.; MUCINA, L.; PIGNATTI, S.; DRING, J. & MOSS, D. (2002): The Diversity of European Vegetation. An overview of phytosociological alliances and their relationships to EUNIS habitats. – Wageningen (NL.EC-LNV. Report EC-LNV nr.2002/054) 168 p.
- ROTHMALER, W. (Hrsg.) (1976): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD Bd. IV. Kritischer Band. – Berlin (Volk und Wissen VEV Berlin) 612 S.
- ROYER, J.M. (1985): Liens entre chorologie et différenciation de quelques associations du *Mesobromion erecti* d'Europe occidentale et orientale. – *Vegetatio* 59: 85-96.
- RÜBEL, E. (1911): Pflanzengeographische Monographie des Berninagebietes. – *Engler's Botanische Jahrb.* 47, (1-2): 1-615 S.
- SCHÖNFELDER, P. (1970): Die Blaugras-Horstseggenhalde und ihre arealgeographische Gliederung in den Ostalpen. – *Jahrb. Verein Schutz Alpenpflanzen u. Tiere* 35: 1-10. München.
- SCHÖNFELDER, P. (1972): Systematisch-arealkundliche Gesichtspunkte bei der Erfassung historisch-geographischer Kausalitäten, erläutert am Beispiel des *Seslerio-Caricetum sempervirentis* in den Ostalpen. – In: VAN DER MAAREL, E. & TÜXEN, R. (Red.): *Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie*. [= *Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1970*: 279-290. Junk. Den Haag.
- SCHRAUTZER, J. (1988): Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein. – *Mitt. Arbeitsgem. Schleswig. Holst. Hamburg* 38: 1-189.
- SCHUBERT, R. (1960): Die zwergstrauchreichen azidophilen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. – *Pflanzensoziologie* 11: 1-235.

- THIMM, I. (1953): Die Vegetation des Sonnwendgebirges (Rofan) in Tirol (subalpine und alpine Stufe). – Innsbruck (Wagner) 166 S.
- TUTIN, T.G.; HEYWOOD, V.H.; BURGESS, N.A.; MOORE, D.M.; VALENTINE, D.H.; WALTERS, S.M. & WEBB, D.A. (1968-1993): Flora Europaea. Vol.s I-V.- I (2.Aufl.) 1993: 581, II 1968: 469, III 1972: 385, IV 1976: 505 4 Karten, V 1980: 452 4 Karten, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- WEISSENBACHER, H. (1974): Vegetationskundliche Unterlagen für den Nationalpark Hohe Tauern im Bereich des Hüttwinkeltales. – Unveröff. Hausarbeit, Univ. Salzburg 62 S., 3 Tab., 1 Karte.
- WELSS, W. (1985): Waldgesellschaften im nördlichen Steigerwald. – Diss. Bot. 83: 1-174, Vaduz.

Anschrift des Autors:

Prof. Dr. Paul Heiselmayer
Institut für Botanik, Hellbrunner Str. 34
A 5020 Salzburg
ÖSTERREICH
E-Mail: paul.heiselmayer@sbg.ac.at

Gliederung der Hochgebirgsvegetation des Kaukasus (im Vergleich zu den Alpen)

Caucasian High Mountain Vegetation (in Comparison with that of the Alps)

GIORGI NAKHUTSRISHVILI

Zusammenfassung

Die Pflanzenwelt der kaukasischen Hochgebirge zeichnet sich durch große Vielfalt aus. Diese ist bedingt durch die physisch-geographischen Verhältnisse des Landes, große klimatische Unterschiede, umgebende Landschaften unterschiedlicher Genesis, starke Gliederung des Reliefs und anderes. Es sind hier alle Vegetations-Höhenstufen anzutreffen, die auch für die Alpen kennzeichnend sind. Die Hochgebirgsvegetation des Kaukasus hat sich unter drei unterschiedlichen Großklimabedingungen entwickelt: hyperhumiden, gemäßigt-humiden sowie verhältnismäßig kontinentalen und trockenen.

Unter den hyperhumiden Klimabedingungen ist in der Kolchis eine reliktsche (neogene) Vegetation entstanden. Für diese Region – besonders für das Ökoton der oberen Waldgrenze – sind mehrere lokal-endemische Arten charakteristisch. Die gemäßigt-humide Klimazone nimmt die größten Flächen des kaukasischen Hochgebirgslandes ein. Die Phytozönosen dieser Region zeichnen sich durch große Vielfalt aus. Unter verhältnismäßig kontinentalen und trockenen Klimabedingungen haben sich Xerophyten und Steppensträucher entwickelt. In den Alpen sind vergleichbare Pflanzengesellschaften in viel niedrigeren Höhen verbreitet. Im Unterschied zur subnivalen Stufe der Europäischen Alpen ist der Prozentsatz der endemischen Pflanzengattungen und -arten in der entsprechenden Stufe im Kaukasus sehr hoch.

Die erwartete globale Änderung der Klimaverhältnisse wird vermutlich zur Expansion der xerophilen Vegetation und zum Verschwinden vieler meso- und chionophiler Pflanzen in der subalpinen und teils auch in der alpinen Stufe führen.

Abstract

Caucasian high mountain vegetation is characterized by outstanding diversity. This is caused amongst other things by the physiogeographical complexity of the region, strong differences in climatic conditions, strong variation of relief, and the adjacency of landscapes with different natural histories, etc. The region supports all of the same altitudinal vegetation belts characteristic for the Alps. Caucasian high mountain vegetation has developed under three different macroclimatic conditions: hyper-humid, temperate humid and relatively continental and dry.

Relictual (Neogene) vegetation types developed under hyper-humid climatic conditions in the Colchis region. Several locally endemic species are characteristic for this region, especially in the ecotones at the upper timberline. The temperate humid climate zone accounts for the majority of the area of the Caucasian high mountains. The phytocoenoses of this region are characterized by great diversity. Xerophytes and steppe shrubs have developed in areas of relatively continental and dry climatic conditions. Similar vegetation in the Alps is distributed at much lower altitudes. In contrast to the subnival belt of the European Alps, the percentage of endemic genera and species in the corresponding belt in the Caucasus is very high.

The anticipated global warming phenomena will likely cause an expansion of xerophytic vegetation in the subalpine and in part in the alpine belt, and thus also the disappearance of many meso- and chionophilous plant species.

1 Lage und Gliederung der Kaukasus-Region

Kaukasien ist vorwiegend ein Gebirgsland. Es liegt zwischen dem Schwarzen, Asowschen und Kaspischen Meer. Seine nördliche Grenze bildet die Kuma-Manytsch-Senke. Im Süden wird es durch den Fluß Arax sowie die Türkei und den Iran begrenzt. Kaukasien erstreckt sich zwischen denselben Breitenkreisen wie Südrumänien, Bulgarien, Albanien und Mazedonien.

Es gliedert sich in folgende Großlandschaften: Das Vorland des Nordkaukasus mit dem Stawropol-Plateau, die langgestreckte Kette des Großen Kaukasus (*altgriechischer Name: Kawkassioni*), die transkaukasische (südkaukasische) Niederungen mit den Flüssen Rioni (im Westen) und Kura (im Osten), den Kleinen Kaukasus und das Talysch-Gebirge (an der Iranischen Grenze).

Im Großen Kaukasus liegen die höchsten Gipfel: Elbrus (5633 m), Schkhara (5200 m), Kazbek (5033 m) und andere. Der Kleine Kaukasus ist niedriger und hat nicht so hohe Erhebungen (Aragac bis 4090 m über dem Meeresspiegel).

Geologie: Der Kaukasus liegt im alpidischen Faltungsgürtel Eurasiens. In der geologischen Struktur des Kaukasus dominieren meso- und känozoische Sedimente sowie Vulkanite. Ältere, präkambrische und paläozoische Sedimente gibt es hier kaum. In der zweiten Hälfte des Tertiärs erfolgte eine allmähliche Hebung des Großen und Kleinen Kaukasus. Die Auffaltung erreichte im Quartär ihren Höhepunkt, was zur Umwandlung des Kaukasus in ein Gebirgsland führte. Am Ende des Tertiärs und im Quartär gab es zahlreiche aktive Vulkane (Elbrus, Kazbek, Aragac u. a.). Im Südkaukasus bildeten sich vulkanische Hochebenen. Im Quartär gab es im Großen Kaukasus mindestens zwei und im Kleinen Kaukasus eine Vergletscherung. Intensive tektonische Bewegungen dauern im Kaukasus bis zur heutigen Zeit an.

Klima: Auf dem Gebirgskamm des Großen Kaukasus verläuft die Grenze zwischen der gemäßigten und der subtropischen Klimazone. Im Kaukasus kommen drei Grundtypen von Hochgebirgsklimaten vor:

- 1) hyperhumides Klima;
- 2) gemäßigt humides bis gemäßigt kontinentales Klima und
- 3) ausgeprägt kontinentales und trockenes Klima.

Hyperhumides Klima (1) ist für den Westkaukasus (Kolchis) charakteristisch, wo die Gesamtmenge der Niederschläge über 2000 mm beträgt (Abb. 1).

Gemäßigt humides Klima (2) herrscht im Zentralkaukasus, zum Teil im Ostkaukasus und auch im westlichen Teil des Kleinen Kaukasus.

Verhältnismäßig kontinentales und trockenes Klima (3) ist für den inneren Teil des südkaukasischen Hochlandes (Armenien) und für einige Regionen des Ostkaukasus kennzeichnend. Die Gesamtmenge der Jahres-Niederschläge beträgt hier ca. 450-550 mm.

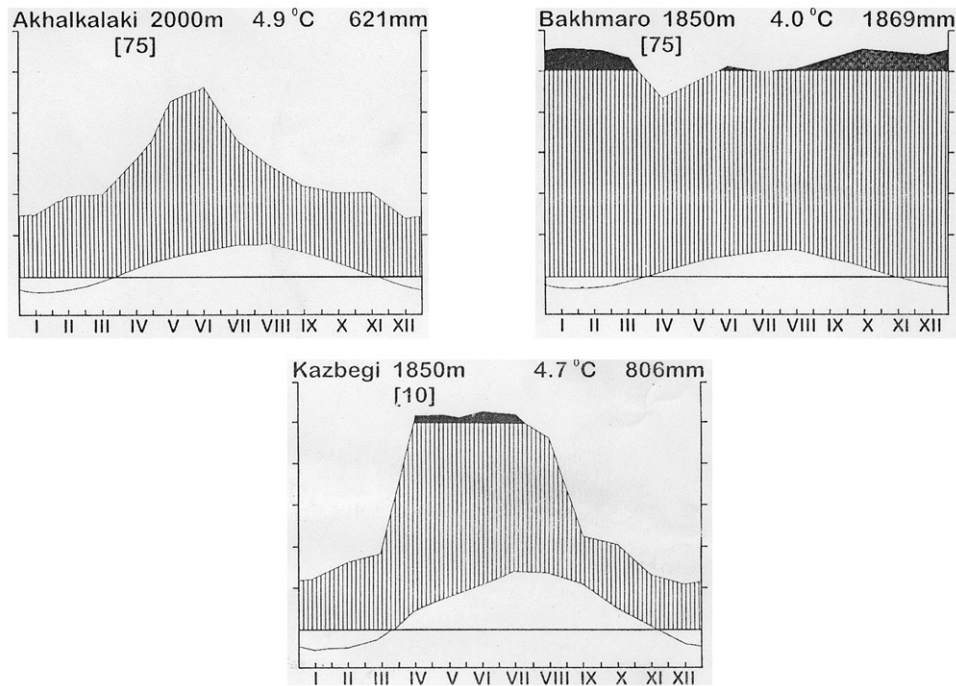


Abb. 1: Klimadiagramme ausgewählter Regionen der kaukasischen Hochgebirge: Akhalkalaki (Südkaucasus), Bakhmaro (Westkaucasus, Kolchis), Kazbegi (Zentralkaucasus).

Böden: Im Hochgebirgsteil des Großen Kaukasus sind für das Gebirge und die obere Waldstufe typische subalpine und alpine Bodentypen verbreitet, im Kleinen Kaukasus sind dagegen für Gebirgssteppen und Wiesensteppen charakteristischen Schwarzerdeböden häufig anzutreffen.

2 Flora und Vegetation

In diesem kurzen Überblick ist es unmöglich, die Hauptformationen der kaukasischen Hochgebirgsvegetation eingehend zu beschreiben. Deshalb möchten wir uns auf eine allgemeine Charakterisierung der Vegetation der klimatisch unterschiedlichen Gebirgszonen beschränken. Außerdem versuchen wir, die Vegetation der Alpen und des Kaukasus miteinander zu vergleichen.

Flora: Die Mannigfaltigkeit der physisch-geographischen sowie klimatischen Verhältnisse, die starke Gliederung des Reliefs und auch die Lage des Kaukasus an der Grenze von Phytolandschaften verschiedener Genese bestimmen den Reichtum und die Vielfalt der Pflanzenwelt des Kaukasus: es wachsen hier mehr als 6000 phanerogame Pflanzenarten.

Zahlreiche kaukasische Botaniker haben die Bedeutung der pleistozänen Migrationen borealer und arкто-alpiner Elemente in den Kaukasushervorgehoben. In jüngerer Zeit fanden sich jedoch viele Hinweise für eine autochthone Entwicklung der Hauptvertreter der kaukasischen Hochgebirgsflora. Nach Angaben dieser Forscher (vgl. KHARADZE 1960) hat sich die Hochgebirgsflora im Quartär auf der Basis der Tertiär-Hochgebirgsflora autochthon entwickelt, da die Hochgebirgslandschaften des Kaukasus schon vor dem Pleistozän entstanden. Manche Botaniker nehmen an, daß die Flora des Kaukasus im jüngeren Quartär entstand (TUMADJANOV 1947) und zwar aus Mesophyten und Xerophyten des tertiären Grundstocks (KHARADZE 1960).

Vegetation: Wie in den übrigen Gebirgssystemen Europas sind auch in den Hochgebirgen des Kaukasus die subalpine, alpine, subnivale und nivale Stufe gut ausgeprägt.

Subalpine Stufe: Die untere Grenze dieser Stufe liegt in einer Höhe von 1900-2000 m, die obere Grenze bei 2300-2500 m. Die Pflanzendecke der subalpinen Stufe ist die artenreichste. Mit zunehmender Meereshöhe wächst die Zahl der Endemiten. Der höchste Anteil an Endemiten kommt in der subnivalen Stufe vor. Als Beispiel sei die Kazbegi-Region angeführt, die in dieser Hinsicht gut erforscht ist (Abb. 2).

Total number of high mountain species and endemics and percentage of endemic species in the Kazbegi region (Central Greater Caucasus)

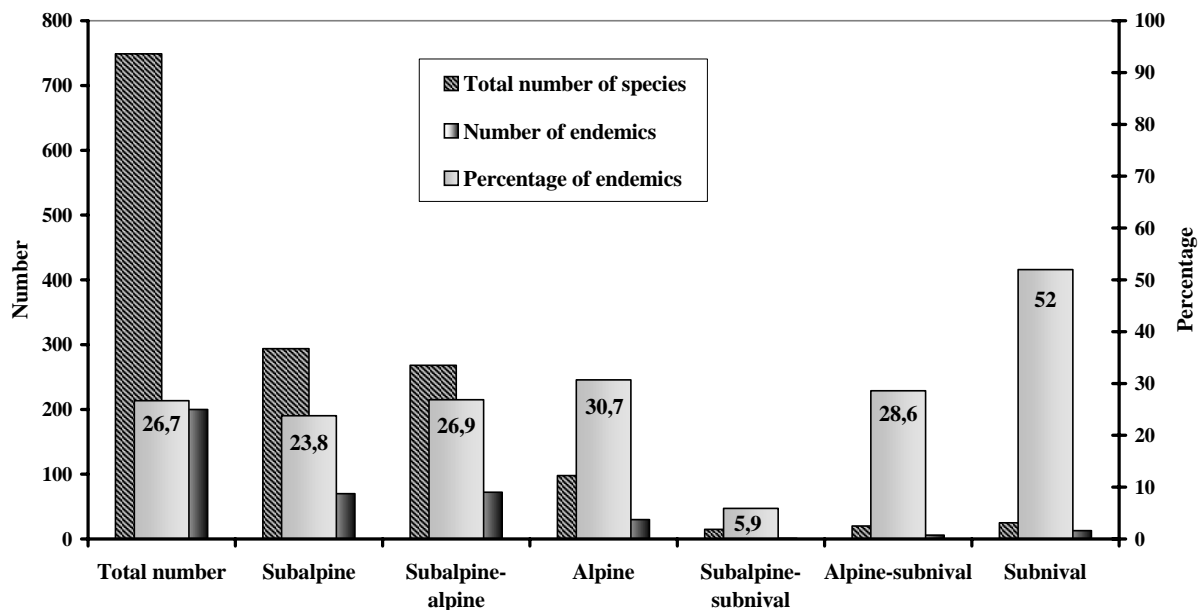


Abb. 2: Vielfalt der Pflanzenwelt in der Kazbegi-Region (Zentralkaukasus, Georgien).

Die obere Waldgrenze verläuft im Kaukasus in 2200-2500 m Meereshöhe. Infolge der Einwirkung anthropogener Faktoren ist sie in den letzten 200 Jahren um 300-400 m gesunken (DOLUKHANOV 1989).

Die unter hyperhumiden Verhältnissen entwickelte subalpine Vegetation der Kolchis besteht vorwiegend aus Krummholz-Wald, den außer *Fagus orientalis* und *Betula litwinowii* reliktsche und lokal-endemische Arten wie *Betula medwedewii*, *Quercus pontica* und *Corylus colchica* bilden. Nennenswert sind außerdem prostrate Sträucher wie *Rhododendron caucasicum* und – in niedrigeren Lagen – *Rhododendron ponticum*, *Rh. ungeronii* und *Rh. smirnowii* (Abb. 3). Fast bis zur subalpinen Stufe sind hier ferner Vertreter des immergrünen Unterholzes wie *Ilex colchica* und *Prunus laurocerasus* verbreitet (DOLUKHANOV 1980).

Davon deutlich unterschieden ist die subalpine Vegetation, die sich unter relativ trockenen und kontinentalen Klimabedingungen (innerer Teil des Südkaukasus, einige Regionen des Ostkaukasus) entwickelt hat. Hier sind in entsprechenden Höhenlagen (Abb. 4) Steppen (*Stipetum capillatae*, *Stipetum araxensis*), Wiesensteppen (*Festucetum ovinae*, *Koelerietum luerissenii*), Dornpolster-Vegetation (*Astragaletum denudati*, *Astragaletum aurei*, *Astragaletum microcephali*), Sorbus-Gehölze

(*S. graeca*, *S. hajastana* u. a.) und Wacholdergebüsch (*Juniperetum communis*, *Juniperetum sabinae*) vertreten. Die Krummholz-Wälder werden hier vorwiegend von *Quercus macranthera* gebildet (MAGAK'JAN 1941, GABRIEL'JAN 1989).

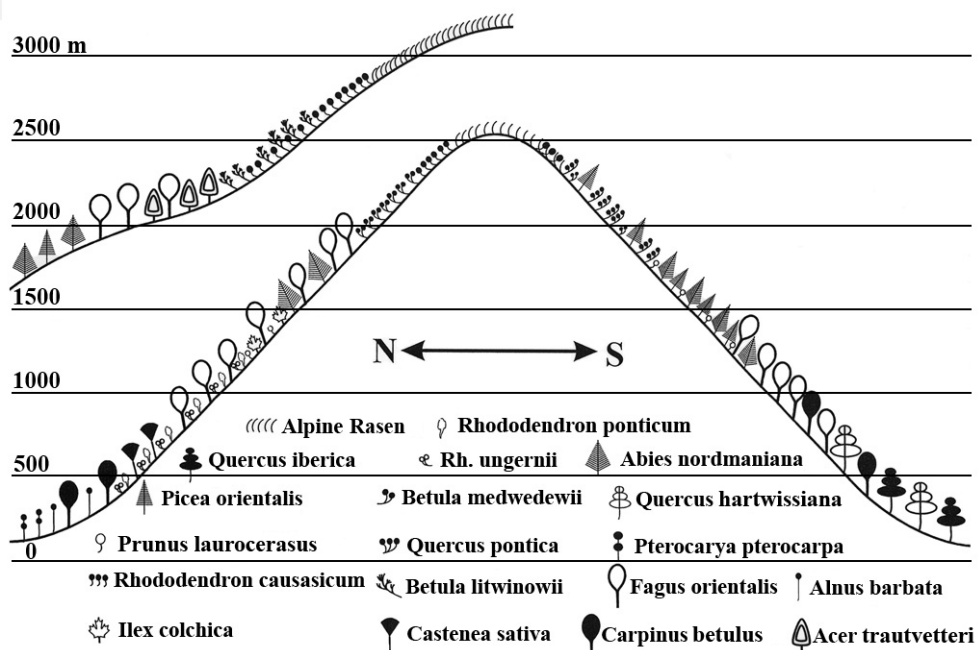


Abb. 3: Profile der vertikalen Pflanzenverbreitung (dominante Pflanzen der Hauptphytozönosen) in der Kolchis (Süd-Kolchis, Georgien).

Die unter gemäßigt-humiden Klimabedingungen entstandene Vegetation besiedelt eine viel größere Fläche. Die Vegetation der oberen Waldgrenze ist hier viel mannigfaltiger (Abb. 5). Das Krummholz bilden hier *Betula litwinowii*, *Acer trautvetteri*, *Sorbus caucasigena*. An trockenen Berghängen kommen *Quercus macranthera* und *Pinus kochiana* vor. Die Kiefer bildet im Kaukasus jedoch nirgends einen Krummholz-Wald.

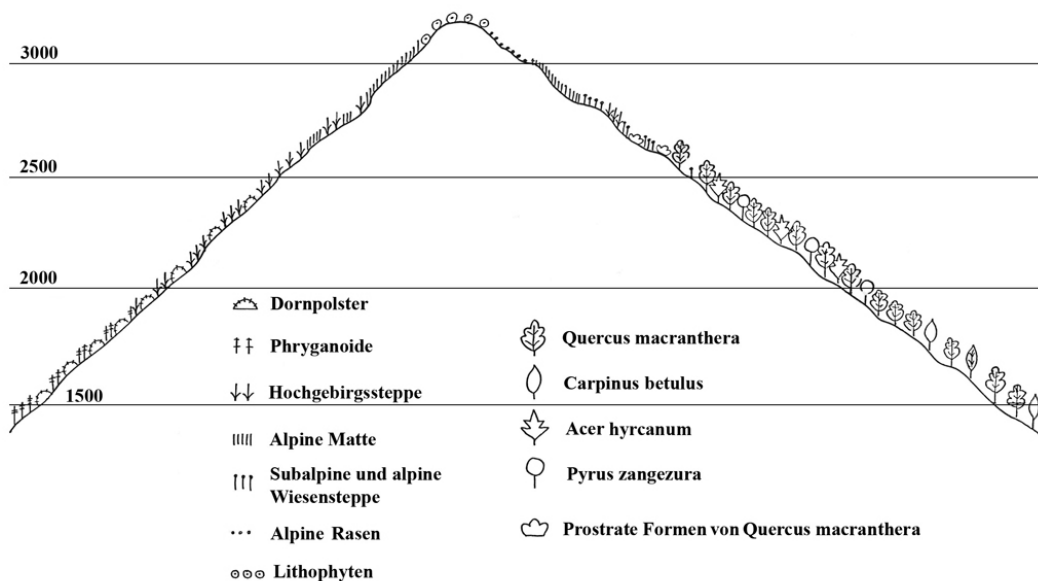


Abb. 4: Profil der vertikalen Pflanzenverbreitung in den Zangezuri-Bergen (Kleiner Kaukasus, Armenien; nach MAGAK'JAN 1941).

Eine der Hauptkomponenten der subalpinen Vegetation im Kaukasus ist das *Rhododendretum caucasici*, das an feuchten und schneereichen Berghängen der subalpinen und alpinen Stufe des Kaukasus verbreitet ist. Kennzeichnende Arten sind neben *Rhododendron caucasium* Zwergsträucher wie *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea* und *Empetrum caasicum*.

Eine wichtige Formation dieser Stufe ist ferner die subalpine Hochstaudenflur, die am typischsten im Westkaukasus ausgebildet ist. Sie zeichnet sich durch große Artenvielfalt und hohen Endemismus aus (GAGNIDZE 1974). Hochstaudenfluren entwickeln sich am besten bei hoher Luft- und Bodenfeuchtigkeit. Eines der Hauptcharakteristika dieser Vegetation ist, daß sie sich im Sommer sehr schnell entfaltet, wobei die Pflanzen in kurzer Zeit sehr hoch (2,5-3,0 m) wachsen. Die Hauptkomponenten subalpiner Hochstaudenfluren sind krautige Pflanzen, darunter endemische Arten des Kaukasus wie *Heracleum ponticum*, *H. mantegazzianum*, *H. sosnowskii*, *Angelica tatianae*, *Lilium kesselringianum*, *Senecio pojarkoviae*, *S. similiflorus*, *S. rhombifolius* und andere.

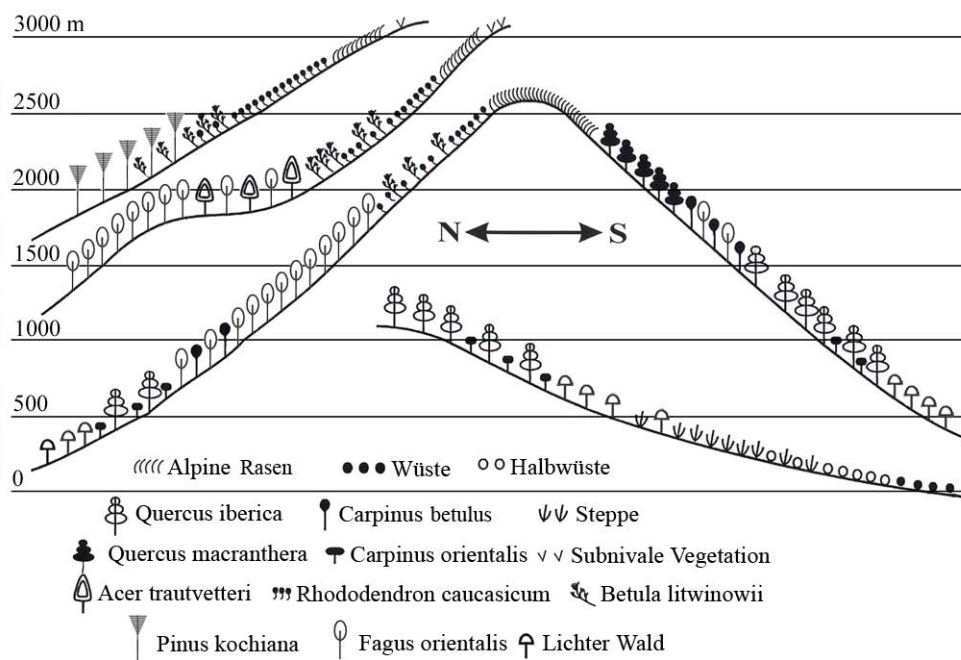


Abb. 5: Profile der vertikalen Pflanzenverbreitung (dominante Pflanzen der Hauptphytozönosen) im Ostkaukasus (Kacheti-Region, Georgien).

Von subalpinen Wiesen – vielfach Ersatzgesellschaften subalpiner Wälder – behandeln wir folgende näher: Grasland, Kräuterfluren, Naßwiesen.

Grasland: Das *Festucetum variae* ist in der subalpinen sowie alpinen Stufe vorwiegend an steilen und trockenen Berghängen weit verbreitet. Charakterarten sind: *Carex tristis*, *Polygonum carneum*, *Betonica macrantha*.

Das *Bromopsietum variegati* ist in der subalpinen und alpinen Stufe an weniger steilen Hängen und auf Verebnungen weit verbreitet. Charakterarten sind: *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum alpinum*, *Trifolium ambiguum*, *Alchemilla sericata*. Artenzahl liegt am höchsten (35-40 Arten auf 1 m²).

Das *Bromopsietum adjarici* kommt nur im westlichen Teil des Kleinen Kaukasus hauptsächlich an Südhängen vor. Charakterarten sind: *Koeleria fominii*, *Alchemilla tephrosERICA*, *Primula ruprechtii*.

Das *Calamagrostietum arundinaceae* entwickelt sich hauptsächlich am Rande von Birkenwäldern und bildet oft monodominante Pflanzengesellschaften.

Die **Kräuterfluren** besiedeln vorwiegend mäßig feuchte Hänge. Herrschende Arten dieser Wiesen sind *Anemone fasciculata*, *Inula orientalis*, *I. grandiflora*, *Geranium ibericum*, *Betonica macrantha*, *Trollius ranunculinus*, *Scabiosa caucasia*, *Astrantia pontica*.

Naßwiesen sind in der subalpinen wie auch alpinen Stufe an Bächen und Sumpfstellen verbreitet. Es handelt sich um folgende Pflanzengesellschaften: *Deschampsietum cespitosae*, *Equisetum palustris*, *Phragmitetum australis*, *Blysmetum compressi* und andere. Für diese Pflanzengesellschaften charakteristische Arten sind: *Parnassia palustris*, *Ranunculus repens*, *Gladiolus caucasicus*, *Carex canescens*, *C. hirta*.

Im Kleinen Kaukasus kommen außerdem nasse und versumpfte Wiesen mit Dominanz von *Beckmannia eruciformis* vor.

Weitere Gesellschaften des subalpinen Graslandes: *Hordeetum violaceae*, *Poetum longifoliae*, *Brachypodietum pinnatae* und andere.

Alpine Stufe: In dieser Stufe sind folgende Vegetationstypen besonders gut ausgeprägt: alpine Rasen, Alpenmatten, Kräuterwiesen, niedrige Gebüsch (*Rhododendron caucasicum*), Fels- und Schutthaldenvegetation. Unter verhältnismäßig kontinentalen und trockenen Klimabedingungen breiten sich Dornpolstervegetation, Wiesensteppen und andere Xerophyten bis zur alpinen Stufe aus.

Alpine Rasen bilden in dieser Stufe den Hauptbestand. Besondere Bedeutung hat das an Südhängen verbreitete *Festucetum variae*. In ebenen und schwach hängigen Lagen herrschen *Kobresietum capilliformis*, *Festucetum supinae* und *Nardetum strictae* vor, an steileren Hängen das *Caricetum tristis* (NAKHUTSRISHVILI 1999).

Die **Alpenmatten** bestehen hauptsächlich aus Dicotyledonen: *Taraxacum stevenii*, *T. porphyranthum*, *Ranunculus brachylobus*, *Potentilla crantzii*, *P. gelida*, *Sibbaldia semiglabra*, *Alchemilla*-Arten, *Campanula tridentata*, *Myosotis alpestris*, *Pedicularis crassirostris* und anderen.

Alpine Kräuterfluren sind vor allem auf Schotter- und Gesteinsböden entwickelt. Typische Gesellschaften sind das *Geranietum gymnocauli* und *Geranietum platypetali* auf Verebnungen und Hängen in Nordexposition.

Besonders erwähnenswert ist das auf Kalksteinboden im Westkaukasus (Abchasien) vorkommende *Woronowietum spesiosae* (*Woronowia speciosa* = *Geum speciosum*), dem auf feinerdearmen Karstböden *Carex pontica* beigelegt ist. Auf Schutthalden ist das *Pulsatilletum aureae* verbreitet.

Bei intensiver Beweidung besiedeln in der alpinen Stufe *Alchemilleten* (mit *Alchemilla caucasica*, *A. rigida*, *A. retinervis* und andere) ziemlich große Flächen, nennenswert ist auch das *Sibbaldietum semiglabrae*. Auf feuchten Gesteinsflächen (im Westkaukasus auch auf Kalkstein) sind Zwergstrauchgesellschaften mit *Dryas caucasica* anzutreffen. Das Verbreitungsgebiet dieser Pflanze umfaßt den Bergkamm des Großen Kaukasus.

Besonders interessant ist die Fels- und Schutthaldenvegetation der alpinen Stufe in den Kalksteingebieten des Kaukasus. Hier konzentrieren sich endemische Arten wie *Alboviodoxa elegans*, *Aster tuganianus*, *Dantonina compacta*, *Heracleum calcareum*, *Campanula schistosa* (Westkaukasus), *Thlaspi zangezorum*, *Acantholimon gabrieljanae*, *Viola caucasica* und *Campanula karakuschensis* (Ostkaukasus) (KOLAKOWSKY 1961, GABRIEL'JAN 1989).

Subnivale Stufe: In der subnivalen Stufe des Kaukasus sind etwa 300 verschiedene phanerogame Pflanzenarten zu finden. Es handelt sich hierbei allerdings nicht vorwiegend um Arten, deren

Vorkommen auf diese Höhenstufe beschränkt ist, sondern vielfach um solche, die auch in der alpinen Stufe vorkommen. Sie besiedeln hier vor allem Standorte, wo der Schnee verhältnismäßig lange liegen bleibt. Die oberen Hochgebirgslagen des Kaukasus zeichnen sich durch besonders großen Reichtum an endemischen Gattungen und Arten aus. Als Beispiele seien einige monotypische, für die Kaukasus-Region endemische Gattungen genannt:

- *Symphyoloma* (*Apiaceae*)
- *Trigonocaryum* (*Boraginaceae*)
- *Charesia* (*Caryophyllaceae*)
- *Pseudobetkea* (*Valerianaceae*)
- *Pseudovesicaria* (*Brassicaceae*)

Daneben sind im Gebiet auch vorderasiatisch-oligotypische Gattungen vertreten wie beispielsweise *Didymophysa* (*Fabaceae*) und *Vavilovia* (*Fabaceae*).

Da es schwierig ist, die lückige und offene Vegetationsdecke im Bereich der subnivalen Stufe nach den herkömmlichen pflanzensoziologisch-syntaxonomischen Einheiten zu klassifizieren, werden die hier vorkommenden Arten zunächst in drei Hauptgruppen gegliedert:

- Eine erste Gruppe von Hochgebirgspflanzen besteht aus Arten, die bestimmten Ökotypen zusammen oder vereinzelt vorkommen, jedoch miteinander nicht in direkter Verbindung stehen. Als Ursache für ihre Koexistenz können die speziellen Standortbedingungen angesehen werden (Schutthalden mit unterschiedlicher Korngrößenverteilung, Gerölle, Felsen etc.). Diese Gruppe enthält in erster Linie typische subnivale Arten, die in der Lage sind, unter den extrem harten Lebensbedingungen der subnivalen Stufe ohne direkten oder indirekten Schutz durch andere Individuen zu gedeihen.
- Die zweite Gruppe umfasst Nanozönosen oder Ultramikrogruppierungen von mehreren Arten, die gemeinsam auf Kleinstandorten vorkommen und deren Individuen in enger Beziehung zueinander stehen. Die Größe dieser Ultramikrogruppierungen erreicht höchstens 20-25 cm². Solche Mikrozönosen bestehen zwar hauptsächlich aus subnivalen Arten, enthalten jedoch auch Pflanzen, deren Verbreitungsschwerpunkt in der alpinen Stufe liegt.
- Die dritte Gruppe bildet kleinflächige Fragmente alpiner Rasengesellschaften, die in der subnivalen Stufe auf günstigen Sonderstandorten wie beispielsweise südexponierten Sonnenhängen oder schneereichen und wildgeschützten Stellen als fleckenartige Bestände auftreten. Sie entsprechen physiognomisch den von ELLENBERG (1996) beschriebenen „Rasenstücken“.

Die vertikale Verbreitung der Phanerogamen-Arten ist in den einzelnen Regionen des Kaukasus sehr unterschiedlich. So steigen im westlichen Teil des Großen Kaukasus 94 Arten über die bei 3200 m ü. NN liegende Schneegrenze hinauf. Im Zentralen Kaukasus wachsen oberhalb der klimatischen Schneegrenze (3350 m ü. NN) nur 34 Arten, wohingegen im Kleinen Kaukasus (Aragac) nur noch 9 Arten die bei 3888 m ü. NN liegende Schneegrenze übersteigen (NAKHUTSRISHVILI & GAGNIDZE 1999; WOSKANYAN 1997).

3 Vergleich der Vegetation des Kaukasus und der Alpen

Im Kaukasus fehlen im Unterschied zu anderen Gebirgen Europas Elemente der borealen Wälder wie *Larix* spp. und *Pinus cembra*; weiterhin fehlen *Pinus mugo* und *Alnus viridis*, die in den Alpen weit verbreitet sind. Im Kaukasus ist auch keine Konifere Bestandteil des Krummholzes. Die kaukasische

Picea orientalis gehört zur Sektion Omorica und nicht zur Sektion Eupicea. Die nächstverwandten Arten der im Kaukasus verbreiteten *Abies nordmanniana* wachsen in den anatolischen Gebirgen und nicht in den Alpen. Völlig von den Alpen isolierte Arten sind: *Betula medwedewii*, *B. megrelica*, *Quercus pontica*. Andererseits sind Gehölze der oberen Waldgrenze wie *Pinus kochiana* nahe mit *Pinus sylvestris*, und *Betula litwinowii* mit der in Europa weit verbreiteten *Betula pubescens* s.l. verwandt (NAKHUTSRISHVILI 2002).

In den Alpen gibt es keine Entsprechung für die Vegetation der subalpinen Stufe der Kolchis: für das unter hyperhumiden Bedingungen entwickelte Krummholz mit endemischen Arten und das immergrüne Unterholz.

Im Unterschied zu den Alpen ist im Inneren der kaukasischen Hochgebirge (unter verhältnismäßig trockenen und kontinentalen Klimabedingungen) xerophile und hemixerophile Vegetation wie Steppen, Wiesensteppen und tragakante Vegetation weit verbreitet. Eine ähnliche Vegetation gibt es auch in den Alpen, aber vorwiegend in tieferen Lagen (ELLENBERG 1996; NAKHUTSRISHVILI & OZENDA 1998).

In der subalpinen Stufe des Kaukasus sind – im Unterschied zur entsprechenden Stufe in den Alpen – kräuterreiche Wiesen als Ersatzgesellschaften von Wäldern sehr verbreitet: *Betonicetum macranthae*, *Inuletum orientalis*, *Anemonetum fasciculatae*, *Scabiosetum caucasici*, *Geranietum iberici* und andere.

Die subalpinen Hochstaudenfluren des Kaukasus haben keine Entsprechung in den Alpen. *Betulo-Adenostyletea*-Gesellschaften und Lägerfluren (GRABHERR & MUCINA 1993) weichen mit ihrer floristischen Zusammensetzung und Bestandesstruktur deutlich ab.

Wie im Kaukasus sind in den Alpen u. a. *Festuca varia*- und *Calamagrostis arundinacea*-Rasen verbreitet. In den Alpen gibt es ferner Vikarianten des *Dryadetum caucasici*, *Kobresietum capilliformis*, *Caricetum pontici* und des *Caricetum tristis*, nämlich das *Dryadetum octopetalae*, *Elynetum myosuroides*, *Caricetum firmae* und *Caricetum curvulae*.

Keine Analogien gibt es dagegen im Kaukasus für die in den Alpen weit verbreiteten Gesellschaften des *Salicetum herbaceae* und *Salicetum retuso-reticulatae*.

Die subnivale Stufe des Kaukasus zeichnet sich andererseits durch einen besonderen Reichtum an endemischen Gattungen und Arten aus. Im Unterschied zu den Alpen haben sehr viele Arten dieser Höhenstufe ihre genetischen Wurzeln in Vorder- und Kleinasien.

Ausblick

Die erwarteten Globalveränderungen des Klimas (dieser Prozeß deutet sich in der Kaukasusregion heute bereits konkret an) werden vermutlich zur Expansion der xerophilen Vegetation und zum Verschwinden vieler meso- und chionophiler Pflanzen in der subalpinen und teils auch in der alpinen Stufe führen.

Literatur

- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- DOLUKHANOV, A.G. (1980): Kolchidskij podlesok. [Das kolchische Unterholz]. – Tbilisi (Metsniereba-Verlag); (russisch).
- DOLUKHANOV, A.G. (1989): Lesnaja rastitelnost gruzii. [Die Waldvegetation Georgiens]. – Tbilisi (Metsniereba-Verlag); (russisch).
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. – Stuttgart (Ulmer).
- GABRIEL'JAN E.Z. [Hrsg.] (1989): Krasnaya kniga Armyanskoi SSR [Die Rote Liste der Armenischen SSR]. – Erevan (Hayastan-Verlag); (russisch).
- GADSHIEW, W.D. (1970): Wisokogornaya rasitelnost Bolschogo Kavkaza i ie hozayastvennoe znachenie [Die Hochgebirgsvegetation des Grossen Kaukasus und ihre wirtschaftliche Bedeutung]. – Baku (Nelmi-Verlag); (russisch).
- GAGNIDZE, R.I. (1974): Botanitscheskii i geografitscheskii analiz florotsenotitscheskogo kompleksa vysokotravja Kavkaza. [Botanische und geographische Analyse des Hochstaudenflurkomplexes des Kaukasus]. – Tbilisi (Metsniereba-Verlag); (russisch).
- GRABHERR, G. & MUCINA, L. [Hrsg.] (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. Natürliche waldfreie Vegetation. – Jena [u. a.] (G. Fischer) 523 S.
- KHARADZE, A.L. (1960): O endemitschnich i hemixerofilnich elementach verchnei tschasti Bolschogo Kavkaza. [Über die endemischen und hemixerophilen Elemente im oberen Teil des Großen Kaukasus]. – Probl. Bot 5: 115-126; (russisch).
- KOLAKOVSKY, A.A. (1961): Rastitel'nyj mir Kolchidy. [Die Pflanzenwelt der Kolchis]. – MOIP/Otd. Bot. 10: 1-460.
- MAGAK'JAN, A.K. (1941): Rastitel'nost' Armjanskoj SSR. [Die Vegetation der Armenischen SSR]. – Erevan (Izd-vo AN SSR); (russisch).
- NAKHUTSRISHVILI, G. (1999): The vegetation of Georgia (Caucasus). – Braun-Blanquetia **15**: 1-74.
- NAKHUTSRISHVILI, G. (2002): Kaukasus und Alpen: Ein Vergleich der Vegetation. - Forum Alpinum 2002, The Nature of the Alps, Alpbach, September 23-27: 82- 87.
- NAKHUTSRISHVILI, G. & OZENDA, P. (1998): Aspects géobotaniques de la haute montagne dans le Caucase: essai de comparaison avec les Alpes. – Ecologie 29(1-2): 139-144.
- NAKHUTSRISHVILI, G. & GAGNIDZE, R. (1999): Die subnivale und nivale Hochgebirgsvegetation des Kaukasus. – Phytocoenosis 11: 173-182.
- TUMADJANOV, I.I. (1947): Lesnaja rastitelnost dolini Teberdi v svete postlednikovoi istorii razvitia fitolandschavtov. [Die Waldvegetation des Teberda-Tals im Rahmen der postglazialen Entwicklungsgeschichte der Phytolandschaften]. – Trudi Tbiliskogo botanitscheskogo instituta 11: 4-106; (russisch).
- WOSKANYAN, V.E. (1997): Flora and vegetation of the upper part of alpine and subnival belts of the Aragats. – Biologicheskii Zhurnal Armenii: 19-26.

Anschrift des Autors:

Prof. Dr. Giorgi Nakhutsrishvili
Institute of Botany
Georgian Academy of Sciences
Kodjori Road 1
380007 Tbilisi
GEORGIEN
E-Mail: botanins@yahoo.com

Towards a European Information System for the Management of Species, Vegetation and Landscapes

Aufbau eines europäischen Informationssystems für die Verknüpfung von Daten über Pflanzenarten, Vegetation und Landschaften

JOOP H.J. SCHAMINÉE, STEPHAN M. HENNEKENS & RENSE HAVEMAN

Abstract

Several steps in the scientific development of vegetation science can be distinguished. For a long time, most work emphasized inventory and description, at first merely using qualitative approaches, but later becoming increasingly quantitative. As time progressed, the ecology and functioning of plant communities became a major topic, reflected in the development of research branches such as ecohydrology, landscape ecology and experimental ecology. More recently, increasing effort has focussed on the integration of knowledge from different disciplines. This is a demanding and difficult task, for which computer models and information systems prove to be helpful tools. The recently developed Dutch information system SYNBIOSYS (Syntaxonomical Biological System) is an example of such a development. The system is operational on both the community and the landscape level. It is based on the National Vegetation Classification of the Netherlands, for which the fifth and final volume was published only two years ago. This new classification relies on more than 350,000 relevés collected between 1929 and the present. The software package TURBOVEG, a comprehensive database management system, was designed for input, processing and presentation of these phytosociological data. Currently, TURBOVEG has been installed in more than 25 countries throughout Europe and abroad and has been used to create a series of national databases.

The European Map of Natural Vegetation in combination with national databases and the syntaxonomic overview of alliances and classes that was recently compiled by the European Vegetation Survey will enable the compilation of a European information system, modelled after the Dutch information system.

Zusammenfassung

Die Pflanzensoziologie hat in Europa eine relativ lange Tradition. Am Anfang war die Vegetationskunde noch keine eigenständige wissenschaftliche Disziplin, sondern gehörte zur Pflanzengeographie. In der zweiten Hälfte des neunzehnten Jahrhunderts und in den ersten Jahrzehnten des zwanzigsten Jahrhunderts entwickelte sie jedoch eine quantitative Methode, die zur Veröffentlichung einer großen Zahl syntaxonomischer Übersichten führte. Die Entwicklung von Computern und azugehöriger Software ermöglichte es, die Klassifikationen schrittweise mit (umfangreichen) synthetischen Tabellen zu untermauern. Neuerdings bemüht man sich, Daten verschiedener Disziplinen zu integrieren, entweder in Form von Computermodellen oder in sogenannten Informations-Systemen. Beispiel eines solchen Informations-Systems ist das in den Niederlanden entwickelte Projekt SYNBIOSYS. Voraussetzung dafür war die Entwicklung von Programmen wie TURBOVEG (Hennekens 1995) und MEGATAB (Hennekens 1998). Ersteres Programm dient vor allem der Speicherung und Organisation von Vegetationsaufnahmen. Mit dem zweiten Programm können Tabellen, einschließlich sehr großer

Tabellen mit Tausenden von Aufnahmen, umfassend und schnell bearbeitet werden. Nun werden die Voraussetzungen geschaffen, ein solches Informations-System für ganz Europa aufzubauen. Die einzelnen Grundbausteine stehen bereits zur Verfügung, nämlich eine hierarchische Gliederung der Vegetationseinheiten für Europa, eine entsprechende Gliederung in Landschaftstypen und ein Netz von Vegetationsaufnahmen. Alle drei Bausteine sollen in einer europäischen Datenbank zusammengeführt werden. Grundlage für die Gliederung in Landschaftstypen ist die Karte der natürlichen Vegetation Europas. In diesem Informations-System wird jedoch nicht nur die naturnahe Natur in Europa berücksichtigt, sondern auch die vom Menschen beeinflusste und gestaltete Natur, wie sie vor allem noch in alten Kulturlandschaften anzutreffen ist.

1 Introduction

In Europe, phytosociology has a relatively long tradition. In the beginning, that is in the first half of the nineteenth century, vegetation science was not a separate branch of science but a part of phytogeography. Famous researchers of this time, such as Alexander VON HUMBOLDT, proposed different vegetation classifications based on their knowledge of the interrelationships of species and their ecological characteristics. These classifications however were entirely qualitative and based on impressions gathered during their travels. Logically, in the second half of the nineteenth and the first decades of the twentieth century, a quantitative method was developed. This method consists of the analysis of the vegetation in relatively small samples in the field (*relevés*), after which the data can be analysed at the desk.

In the Netherlands, the first *relevés* were probably made in 1929 by Josias BRAUN-BLANQUET and Carel Willem DE LEEUW. However, the first syntaxonomical outline was published already in 1937, the same year in which TÜXEN published his 'Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands'. This first Dutch outline was only a small work of 18 pages in French, written by VLIENER, but it already summarized the most important alliances. Some years later, it was followed by the first overviews to treat vegetation at the level of individual associations, to which a group of phytosociological researchers contributed with many *relevés*. This overview included no tables, but the floristic composition of the plant communities was critically examined (WESTHOFF et al. 1942, 1946). Although the classical work of WESTHOFF & DEN HELD, published in 1969, included no tables, many handmade tables were used for this synopsis; however, a comprehensive numerical analysis of the data was not possible.

At the end of the eighties such analysis methods became possible by the use of the personal computer and the development of specific software. Started around the same time, thousands of *relevés* (currently over 350,000) began to be collected within the framework of a revision of the plant communities of the Netherlands. This collection comprised not only recent *relevés*, but also very many historical ones from the forties, fifties and sixties (SCHAMINÉE & VAN 'T VEER 2000). This project was carried out with the financial support of the governmental Ministry of Agriculture, Fisheries and Nature Protection, and was completed only two years ago with the publication of the fifth and last volume of the series 'De Vegetatie van Nederland', comprising the tall forb, shrub and woodland communities (STORTELDER et al. 1999; see SCHAMINÉE 2000). The earlier volumes deal with aquatic plant communities, swamps and wet heathlands (vol. 2: SCHAMINÉE et al. 1995), meadows, edge communities and dry heathlands (vol. 3: SCHAMINÉE et al. 1996) and pioneer vegetation and coastal

areas (vol. 4: SCHAMINÉE et al. 1998). The first volume (SCHAMINÉE et al. 1995) includes a treatment of the fundamentals, methods and practical application of phytosociology.

In the last decades, a clear development can be observed in vegetation science, in which the main points are repositioned. Instead of description and classification, the functioning of plant communities has become the more central theme. In this, experiences of landscape ecology, ecohydrology and experimental ecology are widely used. More recently, attempts have been made to integrate the results of different disciplines in computer models or information systems. An example of such an information system is SYNBIOSYS, a programme that is under development in the Netherlands and which may serve as an example for the development of such an information system on the European level.

2 SYNBIOSYS Netherlands

Besides the revision of the plant communities and the synthesis of a national electronic database with relevés, some other projects have had an enormous influence on the knowledge and documentation of the vegetation in this country. In a joint undertaking of vegetation and soil scientists, the precise link between vegetation and environment was examined for all woodland communities (STORTELDER et al. 1998; WOLF et al. 2001). A second project dealt with the development of interesting biotopes, starting from intensively used agricultural grasslands and fields. Not only for vegetation, but also for certain animal groups (butterflies, birds), succession schemes were made and interpreted by means of changes in environmental factors (SCHAMINÉE & JANSEN 1998, 2001). The third project concerns the distribution of vegetation types. Recently, the first volume of this project was published in a series entitled 'Atlas van plantengemeenschappen in Nederland' (WEEDA et al. 2000). In this series, the historical and current distribution of the plant communities as treated in the already mentioned national overview is shown. The results and data of these extensive projects required new analysis tools, which led to the development of SYNBIOSYS.

SYNBIOSYS is an acronym of 'Syntaxonomisch Biologisch Systeem', making clear that classifications are the foundation of the system (HENNEKENS et al. 2001). Since biocoenoses are the objective of the system, classifications are necessary to organize these in a systematic way. SYNBIOSYS has two of these classification levels: the plant community and the landscape (Figures 1a, 1b). The level of the plant community relies on the new national classification of plant communities of the Netherlands (SCHAMINÉE et al. 1995-1998; STORTELDER et al. 1999). The classification of landscapes is based on a newly developed hierarchical classification, in which the highest level coincides with the division into physiogeographical regions, and the third and lowest level with the division into so-called physiotopes (BAL et al. 1995; STORTELDER et al. 1998). For every physiotope the patterns and processes of the vegetation complexes are described. The national vegetation databank with over 350,000 relevés is the foundation of the system, together with the vegetation tables that stem from these relevés. The core of SYNBIOSYS is however the presence of identification software, with which the user can examine his own relevés and tables and easily compare these with the tables of the national classification. In the information system, diagrams, maps and tables are only partly fixed, which makes the system very flexible and always up-to-date.

The Dutch version of SYNBIOSYS consists of three parts. In the first, encyclopaedic, part, the results of the above mentioned projects are included. For example, this part comprises the complete

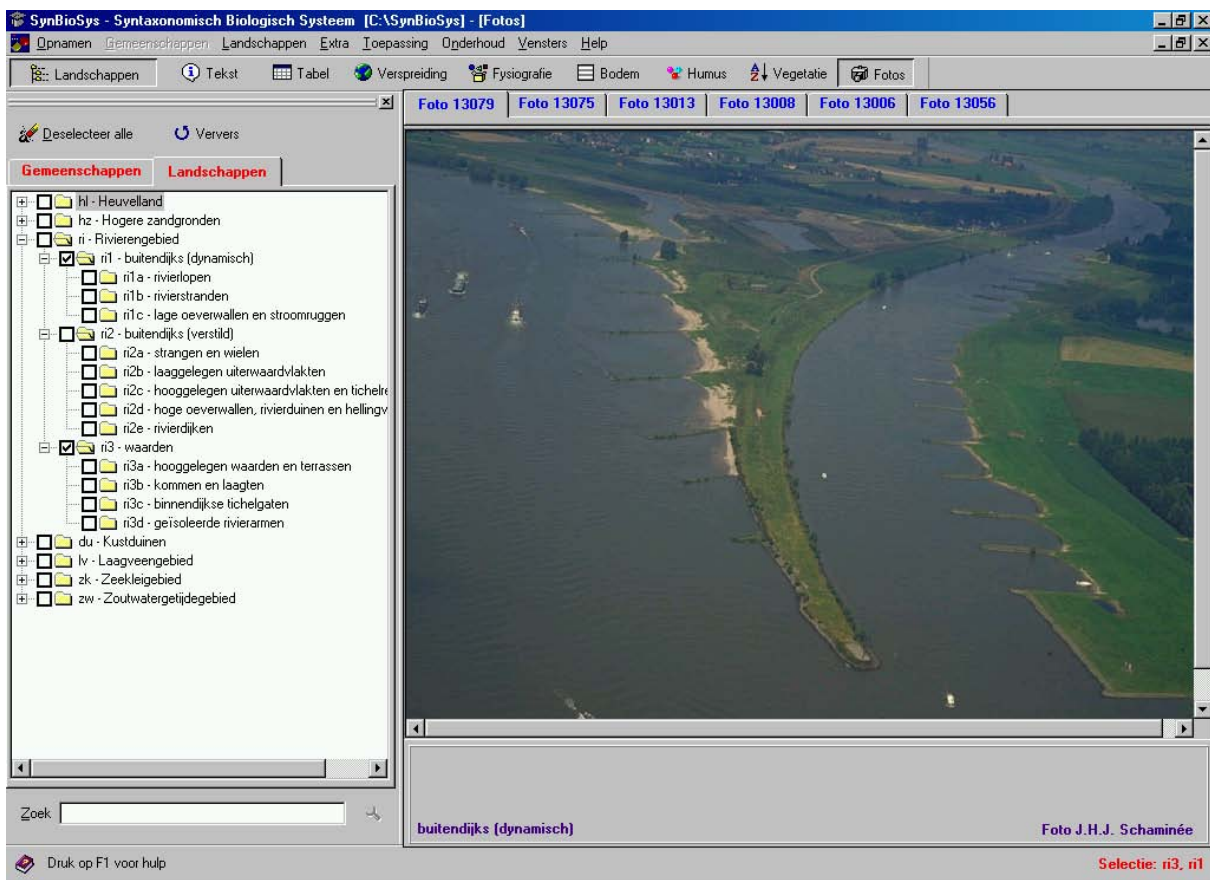
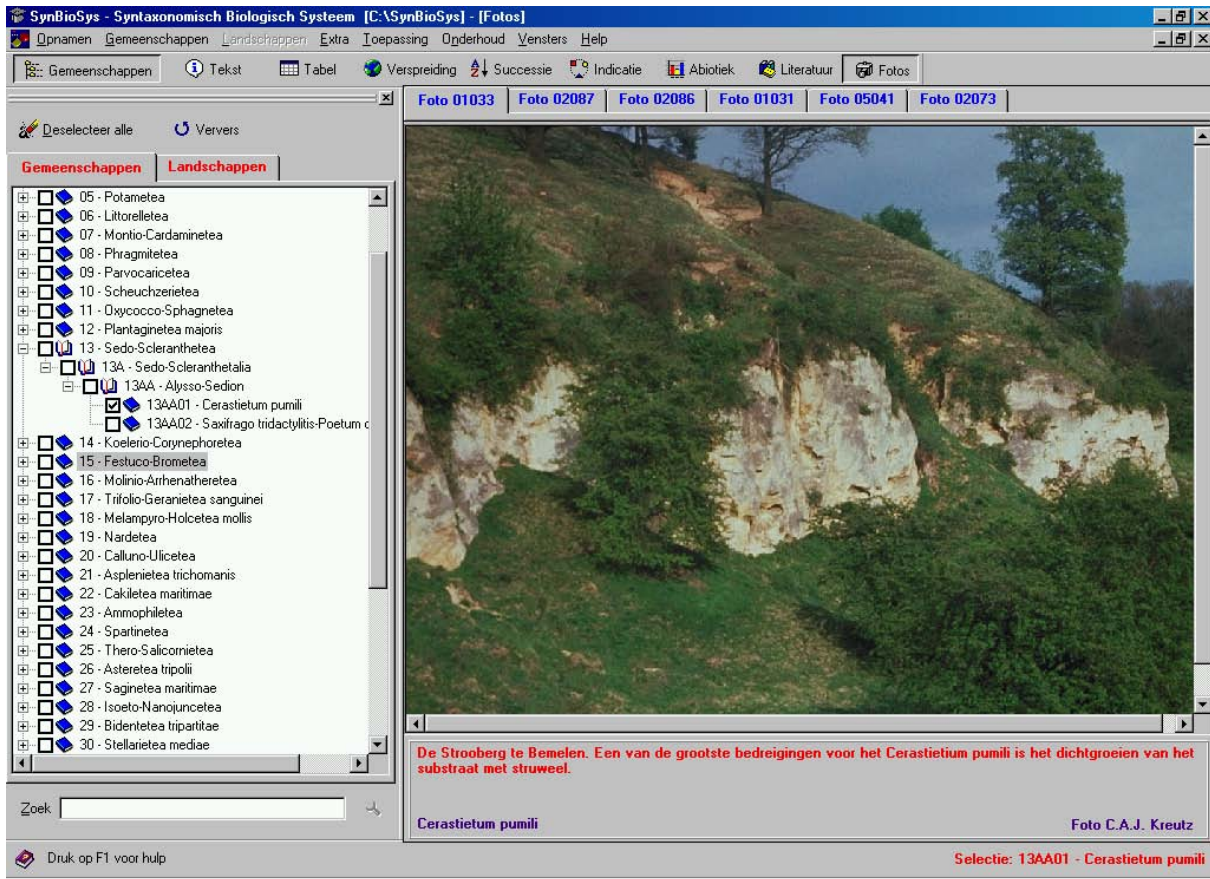


Figure 1a/Figure 1b: The Dutch version of the expert system SYNBIOSYS has two levels, namely the plant community (left) and the landscape (right), both based on a hierarchical classification.

vegetation descriptions and tables from the series 'De Vegetatie van Nederland' (SCHAMINÉE et al. 1995-1998; STORTELDER et al. 1999), the maps of the current and historical distribution from the series 'Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland' (WEEDA et al. 2000), a comprehensive description of the environmental conditions of the different physiotopes in text as well as in figures and schemata, succession schemes of the individual plant communities and vegetation complexes, a phytosociological bibliography that comprises about 7,000 titles and hundreds of vegetation and landscape pictures.

The combination of vegetation- and other data (for example floristic data, different data from geographic information systems [GIS] and Ellenberg indicator values [ELLENBERG et al. 1992]) has led to a series of new facts, knowledge and perceptions. This forms the second, analytical part of the information system. Using Ellenberg indicator values, ecological graphics are calculated for every plant community, for instance for reaction and trophic level. With the help of the existing vegetation tables, it was possible to calculate a so-called sociological profile for every plant species and to mark the diagnostic species for every plant community. Current and historical distribution maps are easily combined with other thematic maps, for example topographic, climatic, phytogeographic or environmental ones. In this way, the phytosociological content can be determined for every element of these thematic maps.

The third part of SYNBIOSYS comprises instruments to evaluate particular management measures in the fields of nature conservation and landscape management. The use of indicator values allows one to calculate the effects of certain measures (e.g., the intensification or extensification of management measures on changes in the groundwater table) on the floristic composition of a particular stand.

3 Towards a European information system

In the near future, the SYNBIOSYS concept will be copied into a European information system. For this purpose, some building blocks are necessary, namely (1) a hierarchical system of European plant communities, (2) a network of relevés, brought together into one European data bank, and (3) a hierarchical system of landscape types for Europe.

(1) A hierarchical system of the plant communities of Europe is one of the main areas of focus of the 'European Vegetation Survey', a working group of the International Association of Vegetation Science. Under this name, a group of vegetation scientists from all over Europe has met every year (since 1992) in Rome. During these meetings, results of the classifications in the different countries are presented. Every year, the main focus is on one biotope, for example beech forests, meadows or saline vegetation. Furthermore, methodological foundations are discussed and a uniform construction of national and international data bases is pursued (DIERSCHKE 1992; MUCINA et al. 1993; RODWELL et al. 1995). Within the framework of this working group, MUCINA published in 1997 an overview of vegetation classes in Europe. In total, 73 classes were distinguished. For every class, a short description is given, as well as a list of synonyms, characteristic species and a literature overview. On the basis of this publication, a further division into alliances was compiled (RODWELL et al. 1998, 2002). The goal of this overview is a standardized list of syntaxa that are valid in all of the territories in question and are based on abstraction from regional databases. One of the aspects that lends particular significance to this work is that it enables the comparison of this classification with the biotope/habitat classification of the European Community, such as EUNIS and CORINE.

(2) Already in 1994, the computer program TURBOVEG (HENNEKENS 1995; cf. HENNEKENS & SCHAMINÉE 2001) was accepted as a standard for the management of vegetation data in Europe within the framework of the above-mentioned 'European Vegetation Survey'. Today, the programme is in use in more than 25 countries, some of them outside Europe. How many relevés have been entered since that time is not known, but certainly it will be more than several hundred thousand, in addition to the Netherlands. In a survey conducted five years ago, a number of 61,000 was estimated from outside the Netherlands, distributed over only five countries (SCHAMINÉE & HENNEKENS 1996). Many countries work together, such as for instance Norway, Sweden, Denmark and the Faeroe Islands, which built up a database together, or the Czech Republic and Slovakia, which use the same database structure and the same species list. There are however also countries, such as Germany, where several individual and separate databases are used. As each particular database uses its own (national) species lists, a cross-reference must be compiled to make the relevés comparable. The basis of this cross-reference will be the Flora Europaea (TUTIN et al. 1964-1980).

(3) For the categorisation of landscape types, the recently published Map of the Natural Vegetation of Europe (BOHN et al. 2000/2003) will serve as a basis. The map, which is available in digital format, can be used in different ways, for example to elucidate the distribution of a particular formation, sub-formation or mapping unit. The map and its underlying data will serve as a basis for defining the current vegetation types and vegetation complexes of each landscape type.

After the meeting on Vilm, an international workshop was organised in Wageningen, the Netherlands, which was attended by invited experts in the field of European vegetation and representatives from international organisations: the European Vegetation Survey, the Bundesamt für Naturschutz in Bonn and the European Topic Centre on Nature Protection & Biodiversity in Paris, and several meetings took place between representatives of Alterra (where the Dutch version of SYNBIOSYS was developed) and the Bundesamt für Naturschutz. At this workshop a demonstration version of SYNBIOSYS EUROPE was presented and discussed. The results of the workshop in Wageningen and subsequent meetings may be summarized here:

- SYNBIOSYS EUROPE is an initiative of the European Vegetation Survey and will be coordinated from Alterra in Wageningen, the Netherlands. The project is managed by a scientific steering committee headed by Dr Joop Schaminée (the Coordinator of the Dutch National Vegetation Classification), and including Stephan Hennekens (the programmer at Alterra), Professor John Rodwell (Lancaster), Professor Sandro Pignatti (Rome), Dr Milan Chytrý (Brno), Dr Odd Eilertsen (Troms), Dr Udo Bohn (Bonn), Dr Erwin Bergmeier (Göttingen), and Dr Dorian Moss (Huntingdon) and Doug Evans (Paris), both representatives of the European Topic Centre on Nature Protection & Biodiversity.
- SYNBIOSYS EUROPE is an information system for the evaluation and management of biodiversity of plant species, vegetation types and landscapes. Whereas the Dutch version of SYNBIOSYS is concentrated on two levels, the European version will deal with three levels (including the species level). A standard species list for the European vascular and cryptogam flora is being developed for SYNBIOSYS EUROPE, and the system will use the newly completed conspectus of European vegetation types while incorporating the European Natural Vegetation Map coordinated by the German Bundesamt für Naturschutz.

- The programme will contain crosswalks between vegetation types and habitats, both to EUNIS and to Annex I habitats. The EUNIS-Syntaxa crosswalk is already incorporated into the system as an add-on.
- The information system incorporates a GIS platform for the visualisation of layers of information on plant species, vegetation and landscape data, and an information system to identify vegetation types and the patterns and processes which relate to plant species, plant communities and landscape types.
- The information system will function as a network of distributed databases connected through web services. Partners will be able to upload data such as vegetation relevés and access wider views of relationships between such data and information from elsewhere in Europe through queries, analyses and visualisations.

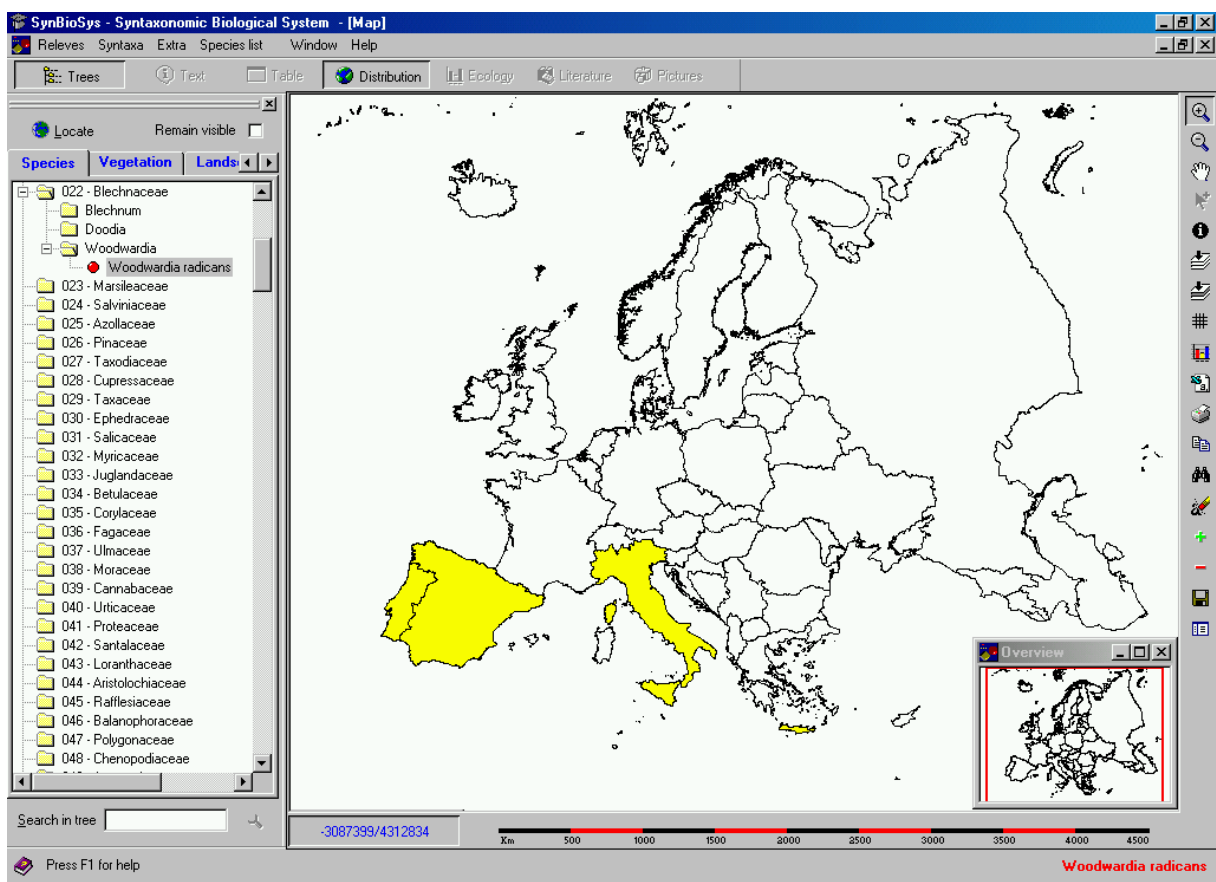


Figure 2: In the European version of SYNBIOSYS, distribution patterns of all plant species will be presented based on single country occurrences.

- Working Groups were established for the Parameter Framework of the information system, the compilation of the Species Checklist (which will comprise not only vascular plants but also bryophytes, charophytes and lichens), the compilation of Vegetation Tables, and the compilation of databases on Ecological Indicator Values. In the short term, vegetation tables (for all vegetation types) will be prepared on the basis of existing synoptic tables. These tables will be computerized and stored in a database. In the longer term, vegetation tables (starting with a selection of vegetation types) may be synthesized on the basis of individual relevés from national databases. With regard to the compilation of ecological data on plant species and vegetation

types, the computerized links between the Species Checklist, the National Floras and the Vegetation Tables offer a great opportunity for bringing together such information. A possible database structure was presented in a recent publication on ‘endemic and characteristic plant species in Europe’ by VAN OPSTAL et al. (2000).

- The information on the distribution of species and vegetation relevés will be stored as ‘longitude-latitude’ coordinates with an indication of the scale. On this basis, it would be possible to present every type of distribution map, including maps based on grid systems (e.g. 50x50 km). A rough presentation form of distribution is on the level of individual countries. For plant species, at least for those included in Flora Europaea, this option is already available within the demonstration version of SynBioSys Europe.

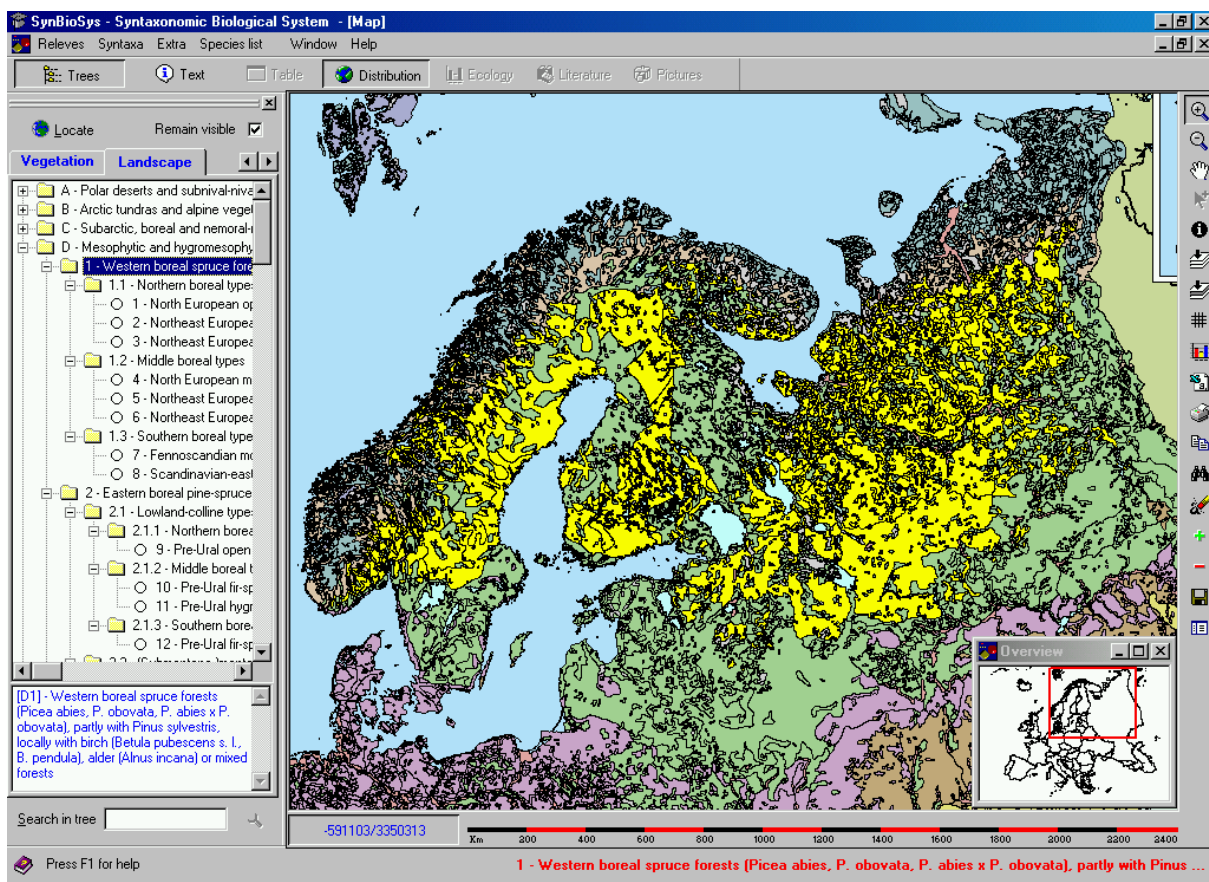


Figure 3: The landscape part of the European version of SYNBIOSYS will be based on the Map of the Natural Vegetation of Europe.

- For the categorisation of landscape types in SynBioSys Europe, the recently published Map of the Natural Vegetation of Europe will serve as a basis. As elucidated in other contributions to these proceedings, more than 100 geobotanists from 31 European countries worked on this map, its legend and the explanatory text. The legend of the vegetation map, which was printed on 9 sheets at the scale of 1:2.5 million, is composed of different hierarchical levels. The legend comprised 19 major formations and 700 mapping units. The bibliography contains over 2000 records, and more than 5000 plant species are mentioned in the text paragraphs and listed on CD-ROM. Within the last two years an English version of the entire text was prepared and made available on an interactive CD-ROM (BOHN et al. 2004). One of the main tasks within SynBioSys is to link

the landscape units with the vegetation types. This can be done on the basis of vegetation complexes.

The major application of an European information system like SYNBIOSYS comprises the fields of phytosociological investigation as well as nature conservation and landscape management. An extended European database with thousands of relevés makes it possible for instance to conduct a very accurate survey of vegetation types across regional boundaries. The European SYNBIOSYS could be used as an unequivocal language to classify vegetation types and their place in the landscape, associated with the natural vegetation of Europe. In this way, it could supply scientific knowledge about the existence of centres of biodiversity in Europe and helps researchers in defining a pan-European ecological network (VAN OPSTAL 2000). It could support the systematic designation and completion of a network of protected areas in Europe, for instance within the framework of 'Natura 2000'. Of course, it is not that far yet, but for that matter neither was Rome built in one day.

References

- BAL, D.; BEIJE, H.M.; HOOGVEEN, Y.R. et al. (1995): Handboek natuurdoeltypen in Nederland. – Wageningen (Rapport 11, Informatie Kenniscentrum Natuurbeheer Wageningen) 408 p.
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BOHN, U.; GOLLUB, G.; HETTER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; RAUS, TH.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. [Bearb.] (2004): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. – Interaktive/Interactive CD-ROM. – Erläuterungstext, Legende, Karten/Explanatory Text, Legend, Maps. – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- DIERSCHKE, H. (1992): European Vegetation Survey – ein neuer Anlauf für eine Übersicht der Pflanzengesellschaften Europas. – *Tuexenia* 12: 381-383.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. verb. und erweiterte Aufl. – *Scripta Geobotanica* 18: 5-258.
- HAVEMAN, R. & SCHAMINÉE, J.H.J. (2002): The evolution of data handling for the management of vegetation and landscapes in the Netherlands. – In: CHUMNY, V.K.; KOLCHANOV, N.A., & FEDOTOV, A.M. [Ed.]: *The First Workshop on Information Technologies Application to Problems of Biodiversity and Dynamics of Ecosystems in North Eurasia (WITA'2001)*, Selected papers. – Novosibirsk (Russian Academy of Sciences Siberian Branch), p.63-68.
- HENNEKENS, S.M. (1995): TURBO(VEG). Programmatuur voor invoer, verwerking en presentatie van vegetatiekundige gegevens. Gebruikershandleiding. – Wageningen (Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek) 67 p.
- HENNEKENS, S.M. & SCHAMINÉE, J.H.J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. – *Journal of Vegetation Science* 12: 589-591.
- HENNEKENS, S.M.; SCHAMINÉE, J.H.J. & STORTELDER, A.H.F. (2001): SynBioSys. Een biologisch kennisstelsel ten behoeve van natuurbeheer, natuurbeleid en natuurontwikkeling. – Wageningen (Versie 1.0. Alterra, cd-rom).
- MUCINA, L. (1997): Conspectus of classes of European vegetation. – *Folia Geobot. Phytotax.* 32: 117-172.

- MUCINA, L.; RODWELL, J.S.; SCHAMINÉE, J.H.J. & DIERSCHKE, H. (1993): European Vegetation Survey: current state of some national programs. *Current Research and Teaching. – Journal of Vegetation Science* 4: 429-438.
- RODWELL, J.S.; DRING, J.; PIGNATTI, S.; SCHAMINÉE, J.H.J. & MUCINA, L. (1998): Phytosociological relationships of EUNIS habitats. *Scientific background to the EUNIS habitat classification. – Lancaster (University of Lancaster)* 10 p. und Beilagen.
- RODWELL, J.S.; PIGNATTI, S.; MUCINA, L. & SCHAMINÉE, J.H.J. (1995): European Vegetation Survey: update on progress. – *Journal of Vegetation Science* 6: 759-762.
- RODWELL, J.S.; SCHAMINÉE, J.H.J.; MUCINA, L.; PIGNATTI, S.; DRING, J. & MOSS, D. (2002): The diversity of European Vegetation. An overview of phytosociological alliances and their relationships to EUNIS habitats. – Wageningen (EC-LNV report).
- SCHAMINÉE, J.H.J. [Ed.] (2000): *De vegetatie van Nederland: verleden - heden - toekomst. – Wageningen (Alterra)* 40 p.
- SCHAMINÉE, J.H.J. & Hennekens, S.M. (1996): Update of the installation of Turboveg in Europe. – *Annali di Botanici* 53: 29-32.
- SCHAMINÉE, J.H.J. & HENNEKENS, S.M. (2003): Biological information systems, a new tool in vegetation science. – In: F. PEDROTTI [Ed.]: *Water Resources and Vegetation. Abstracts, 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science, Napoli, 8-14 June 2003*, p. 197.
- SCHAMINÉE, J.H.J. & HENNEKENS, S.M. (2004): SynBioSys Europe. Abstracts, 13th International Workshop European Vegetation Survey, Ioannina, Greece, 15-20 April 2004, p. 15.
- SCHAMINÉE, J.H.J. & JANSEN, A.J.M. [Eds.] (1998): *Wegen naar natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren ten behoeve van herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen A en B). – Wageningen (Rapport 26, IKC-Natuurbeheer)* 320 p.
- SCHAMINÉE, J.H.J. & JANSEN, A.J.M. [Eds.] (2001): *Wegen naar natuurdoeltypen 2. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen B en C). – Wageningen (Rapport 46, Directie Natuurbeheer)* 364 p.
- SCHAMINÉE, J.H.J.; STORTELDER, A.H.F. & WESTHOFF, V. (1995): *De Vegetatie van Nederland 1. Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen. – Uppsala, Leiden (Opulus)* 296 p.
- SCHAMINÉE, J.H.J.; STORTELDER, A.H.F. & WEEDA, E.J. (1996): *De Vegetatie van Nederland 3. Plantengemeenschappen van graslanden zomen en droge heiden. – Uppsala, Leiden (Opulus)* 356 p.
- SCHAMINÉE, J.H.J. & 'T VEER, R. VAN (2000): *Honderd jaar op de knieën. De geschiedenis van de plantensociologie in Nederland. – Noordwolde (Opulus Press Nederland)* 238 p.
- SCHAMINÉE, J.H.J.; WEEDA, E.J. & WESTHOFF, V. (1995): *De Vegetatie van Nederland 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. – Uppsala, Leiden (Opulus)* 358 p.
- SCHAMINÉE, J.H.J.; WEEDA, E.J. & WESTHOFF, V. (1998): *De Vegetatie van Nederland 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. – Uppsala, Leiden (Opulus)* 346 p.
- STORTELDER, A.H.F.; HOMMEL, P.W.F.M. & DE WAAL, R.W. [Ed.] (1998): *Broekbossen. Bosesystemen van Nederland 1. – Utrecht (KNNV)* 216 p.
- STORTELDER, A.H.F.; SCHAMINÉE, J.H.J. & HOMMEL, P.W.F.M. (1999): *De Vegetatie van Nederland 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. – Uppsala, Leiden (Opulus)* 376 p.
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. [Eds.] (1964-1980): *Flora Europaea. Vol. 1–5. – Cambridge (Cambridge Univ. Press)* 2246 p.
- TÜXEN, R. (1937): *Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem.* 3: 1-170.

- VAN OPSTAL, S. (2000): The Architecture of the Pan European Ecological Network: suggestions for concept and criteria. Second edition. – Wageningen (Rapport IKC-Natuurbeheer nr. 37).
- VLIEGER, J. (1937): Aperçu sur les unités phytosociologiques supérieures des Pays-Bas. – *Nederlandsch Kruidkundig Archief* 47: 335-353.
- WEEDA, E.J.; SCHAMINÉE, J.H.J. & VAN DUUREN, L. (2000): Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland 1. Wateren, moerassen en natte heiden. – Utrecht (Uitgeverij KNNV) 334 p.
- WESTHOFF, V.; DIJK, J.W. & PASSCHIER, H. (1942): Overzicht der plantengemeenschappen in Nederland. – 's-Graveland (Bibliotheek van den Jeugdbond voor Natuurstudie) 79 p.
- WESTHOFF, V.; DIJK, J.W. & PASSCHIER, H. (1946): Overzicht der plantengemeenschappen in Nederland. – Tweede druk bewerkt door V. Westhoff, met medewerking van G. Sissingh. – Amsterdam, 118 p.
- WESTHOFF, V. & DEN HELD, A.J. (1969): Plantengemeenschappen in Nederland. – Zutphen (Thieme) 324 p.
- WOLF, R.J.A.M.; STORTELDER, A.H.F.; DE WAAL, R.W. ; VAN DORT, K.W.; HENNEKENS, S.M.; HOMMEL, P.W.F.M.; SCHAMINÉE, J.H.J. & VRIELINK, J.G. (2001): Boscossystemen van Nederland 2. Ooibossen. – Utrecht (KNNV Uitgeverij) 200 p.

Authors' address:

Joop H.J. Schaminée, Stephan M. Hennekens & Rense Haveman
Alterra Green World Research
P.O. Box 47
6700 AA Wageningen
THE NETHERLANDS
E-mail: joop.schaminee@wur.nl

**Anwendung der Europakarte bei der
Wiederherstellung der natürlichen Vegetation und
von alten Kulturlandschaften**

**Use of the European Vegetation Map for
Restoration of Natural Vegetation and Old Cultural
Landscapes**

The Use of the Map of the Natural Vegetation of Europe in the Conservation and Creation of Native Woodlands in Ireland

Anwendung der Karte der natürlichen Vegetation Europas für Erhalt und Schaffung indigener Wälder in Irland

JOHN R. CROSS

Abstract

In the last 100 years the area of forest in Ireland has increased from c. 1 % to c. 9.0 % of the land area of the country. Most of the new forests consist of fast growing, exotic conifers and only a small area consists of native species. In recent years there has been renewed interest in conserving the remnants of the native forests and increasing the area under native species.

This paper briefly describes the character of existing and potential forests and examines the relative area of protected stands. It then describes new initiatives to restore and expand native stands using the Map of Potential Natural Vegetation as a template for species selection. Measures include control of grazing animals, removal of invasive species, encouraging natural regeneration, diversifying existing stands and planting local provenances of native species.

Zusammenfassung

In den letzten 100 Jahren hat die Waldfläche in Irland von ca. 1 % auf rund ca. 9,0 % der Landesfläche zugenommen. Die Mehrheit dieser Forste besteht aus schnellwachsenden, exotischen Nadelbäumen und nur ein kleiner Teil besteht aus einheimischen Arten. In den zurückliegenden Jahren gibt es ein neuerliches Interesse, die Reste der natürlichen Wälder zu erhalten und die Fläche mit einheimischen Arten auszudehnen.

In diesem Beitrag wird der Charakter der existierenden und potentiellen Forste kurz beschrieben und die relative Fläche geschützter Bestände untersucht. Danach werden neue Maßnahmen für die Wiederherstellung und Erweiterung einheimischer Bestände beschrieben, wofür die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation als eine Vorlage zur Artenauswahl benutzt wird. Die Maßnahmen schließen Kontrolle der Beweidung, die Entfernung invasiver Arten, die Förderung der natürlichen Verjüngung, die Erhöhung der Artenvielfalt vorhandener Bestände und die Pflanzung lokaler Rassen von Baumarten ein.

1 Introduction

Ireland is very poorly forested compared with other European countries. Following the last Ice Age forests of birch, hazel and pine quickly became established and were replaced by about 8,000 BP by mixed forests of oak, elm and ash, later with the addition of alder. The climax of woodland cover was c. 5,900 BP (MITCHELL & RYAN 1997). Subsequently a combination of forest clearance, which began in the Bronze Age, and paludification resulted in a steady decline of forests and associated silvicultural skills and by the beginning of the 20th century less than 1 % of the land surface was under forest. These forests, which by virtue of their size are more commonly referred to as woodlands, are mostly

secondary in origin but include stands on ancient woodland sites and old plantations dating from the 18th and 19th centuries. During the early part of the 20th century a policy of afforestation was introduced and this gained momentum during the last 4 decades of the century when extensive areas of marginal land were planted. The majority of these plantations consist of introduced coniferous species, principally sitka spruce (*Picea sitchensis*)¹ and lodgepole pine (*Pinus contorta*) which grow rapidly on the mostly poor land – principally upland soils, blanket peats and heavy gleys – selected for afforestation. Today, forest and woodland covers 626,000 ha or c. 9.0 % of the land area and the national policy is to increase the forest estate to 17 % of the land area by 2030 (ANON. 2000a).

2 The character of existing native Irish woodlands

O’SULLIVAN (1998) estimated that not more than 100,000 ha, or 1.5 % of the land area, consists of broadleaf woodland – including scrub, mostly in stands of less than 100 ha and many very much smaller. More recent surveys indicate that there are c. 77,000ha of native woodland, excluding scrub (HIGGINS et al 2004). Most of these stands are of native species, although they include beech (*Fagus sylvatica*) and other non-native species. Despite their size they are very important as a reservoir of native species and are recognised as a major repository of biodiversity. They can be broadly categorised as follow (CROSS 1987a):

- Remnants of the original forest (ancient woodland), mostly confined to the poorest sites, greatly modified and often over-exploited or largely abandoned silviculturally.
- Old plantations, 150 to 200 years old, often with beech, larch (*Larix decidua*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and other exotic species, and probably with foreign provenances of native species.
- Secondary woodland of relatively recent origin on abandoned farmland and cutaway bog, often scrub-like and with the better quality timber commonly selectively removed.
- Recent plantations, mostly of ash, oak and beech.

The species complement of native Irish woodlands is considerably poorer than other European countries because of the separation of the island from the continental land mass relatively early after the last glaciation (Table 1). Oak (*Quercus* species), ash (*Fraxinus excelsior*), birch (*Betula* species) and alder (*Alnus glutinosa*) are the commonest canopy-forming species and hazel (*Corylus avellana*), holly (*Ilex aquifolium*), hawthorn (*Crataegus monogyna*) and sally (*Salix cinerea* ssp. *oleifolia*) are the commonest understorey species. Several species which occur in Britain and the nearby continent are absent, most notable of which are important components of the forest climax, such as beech, hornbeam (*Carpinus betula*), lime (*Tilia* species), sycamore (*Acer pseudoplatanus*) and field maple (*A. campestre*). Some of these have been widely planted and regenerate spontaneously, especially beech and sycamore. Scots pine, formerly widespread, is generally considered to be extinct as a native species, although it may have survived until c. 1,000 years ago (BUDD & VON ENGELBRECHTEN 1999). It is now widespread as a result of its re-introduction 200-300 years ago, mostly from Scotland, and it regenerates freely on suitable soils. Certain shrub species, common in forests elsewhere in western Europe, are very local or rare within Irish forests, e.g. *Frangula alnus*, *Prunus padus*. The herbaceous flora is also impoverished, with species such as *Mercurialis perennis* very rare and possibly not native. In contrast ash, which in drier climates thrives principally only in valleys and other moist sites, is

¹ Nomenclature for plants follows TUTIN et al. (1964-1980); for animals EU Council Directive 92/43/EEC final version.

widespread and an important component of woodlands on base-rich soils. Numerous Atlantic species, such as *Hyacinthoides non-scripta*, *Dryopteris aemula* and *Salix cinerea* ssp. *oleifolia*, are also widespread and abundant.

Table 1: Tree and shrub species considered native to Ireland (after SCANNELL & SYNNOTT 1987).

Major components of the canopy and/or shrub layer	<i>S. caprea</i>
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Taxus baccata</i>
<i>Betula pubescens</i>	<i>Ulmus glabra</i>
<i>B. pendula</i>	<i>Viburnum opulus</i>
<i>Corylus avellana</i>	Rare or local species
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Arbutus unedo</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Cornus sanguinea</i>
<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Frangula alnus</i>
<i>Prunus spinosa</i>	<i>Juniperus communis</i>
<i>Quercus robur</i>	<i>Ligustrum vulgare</i>
<i>Q. petraea</i>	<i>Prunus padus</i>
<i>Sambucus nigra</i>	<i>Rhamnus cathartica</i>
<i>Salix cinerea</i> ssp. <i>oleifolia</i>	<i>Salix cinerea</i> ssp. <i>cinerea</i>
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>S. myrsinifolia</i>
Minor components of the canopy and/or shrub layer	<i>S. pentandra</i>
<i>Euonymus europaea</i>	<i>S. phyllifolia</i>
<i>Malus sylvestris</i>	<i>S. purpurea</i>
<i>Populus tremula</i>	<i>Sorbus anglica</i>
<i>Prunus avium</i>	<i>S. aria</i> agg.
<i>Salix aurita</i>	<i>S. rupicola</i>

3 Potential Natural Forest types of Ireland

In many countries the maps of potential natural vegetation are the product of an amalgamation of units mapped at a large scale. In contrast, in Ireland no detailed systematic survey or mapping of the vegetation at a large scale has been undertaken. The map of potential natural vegetation for Ireland, as it appears in the 1 : 2,500,000 Map of the Natural Vegetation of Europe, is one of the first attempts to map Irish vegetation in this detail and in this respect it is still a coarse instrument (CROSS 1998). Nonetheless, the map has already stimulated considerable interest and with the associated edaphic and climatic data and the information on the natural vegetation occurring in complex, it provides a useful tool for applications in forestry, nature conservation and planning.

Nine forest units are mapped and described, while the degraded raised bogs may be considered a tenth unit. In addition there are several azonal types, covering small areas, which cannot be mapped at this scale (CROSS 1987b, KELLY & IREMONGER 1997). These units, with abbreviated titles, are listed in Table 2; the numbering follows that used in the legend to the map (BOHN et al. 2003).

4 Potential natural vegetation and protected areas

There are c. 6,309 ha of protected native woodlands in the country. Of this approximately 1,730 ha occur in 5 national parks, c. 2,359 ha in 32 nature reserves and an additional 2,220 ha in other Natural Heritage Areas (NHAs – sites proposed for protection under national legislation) and proposed Special

Table 2: Potential forest types occurring in Ireland (after BOHN et al. 2003).

C16	Anglo-Irish (montane) birch forests (<i>Betula pubescens</i>)
F1	West Irish-west British hyperoceanic, moss- and lichen-rich sessile oak forests (<i>Quercus petraea</i>)
F2	East Irish-British oak forests (<i>Q. petraea</i>)
F28	Irish pedunculate oak-ash forests (<i>Quercus robur</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>) on rich basophilous soils with <i>Corylus avellana</i>
F29	Irish-English hazel-ash forests (<i>Corylus avellana</i> - <i>Fraxinus excelsior</i>) rich in bryophytes on shallow calcareous soils
F30	Irish hazel-ash forests and scrub (<i>Corylus avellana</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>) alternating with <i>Sesleria</i> grassland and <i>Dryas octopetala</i> heaths
F32	Irish-British-Norman mixed oak-ash forests (<i>Quercus petraea</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>) with <i>Hyacinthoides non-scripta</i>
T7	Mosaic of wet willow-alder-birch forests and fens in combination with wet birch forests and wet heaths on degraded raised bogs
U7	Irish-British hardwood alluvial forests (<i>Quercus robur</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> and <i>Salix cinerea</i> ssp. <i>oleifolia</i>) in combination with willow alluvial forests
U23	Irish-British pedunculate oak-alder-ash forests (<i>Quercus robur</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>) with <i>Salix cinerea</i> ssp. <i>oleifolia</i>

Additional, unmapped azonal types (after KELLY & IREMONGER 1997) include:

- 1 Willow (*Salix cinerea* ssp. *oleifolia*) and alder woodlands of stagnant carr
- 2 Alder-ash woodlands with *Carex remota* on flushed or spring-fed sites
- 3 Alder-*Carex paniculata* woodlands around calcareous springs
- 4 Stands of birch on waterlogged seepage zones in *Quercus petraea* woodlands
- 5 Birch stands on flushed sites in raised bogs (CROSS 1987b)

Areas of Conservation (pSACs – sites proposed under the EU Habitats Directive). (Most nature reserves and national parks are also NHAs or pSACs). It is difficult to give a precise breakdown of these sites into potential native forest categories because most sites contain other elements in complex, including non-forested land. However, approximately 4,800 ha belong to *Quercus petraea* forest types (F1, F2), 900 ha belong to oak-ash-hazel forest and scrub (F28, F29, F30) and 800 ha belong to alluvial forest (U7). In addition there are approximately 40 ha of birch stands on raised bogs and extensive areas of hazel scrub over limestone pavement in designated areas in the Burren.. There are no figures available for the area of oak-ash forest with bluebell (F32) or oak-alder-ash forest with willow (U23), although there are a few small protected areas within stands of other types. The total area of raised bog designated for protection in the country is c. 11,500 ha and this includes several thousand hectares of degraded bog, some of which contain alder carrs and willow-alder-birch forests (T7).

An examination of the distribution of protected areas compared with the Map of Potential Natural Vegetation illustrates their uneven distribution and also the lack of protected areas within certain units (Figure 1). The majority of sites and the most extensive area falls within the *Q. petraea* forests (F1, F2), while the oak-ash forests with hazel are represented chiefly by the drier end of the spectrum (F29, F30). Particularly striking is the paucity or absence of protected areas within the *Q. petraea* woodland with *Hyacinthoides* (F32), *Q. robur*-ash forests with hazel (F28) and *Q. robur*-alder-ash forests with willow (U23). Although no stands of montane birch forest (C16) exist extensive areas occur within the

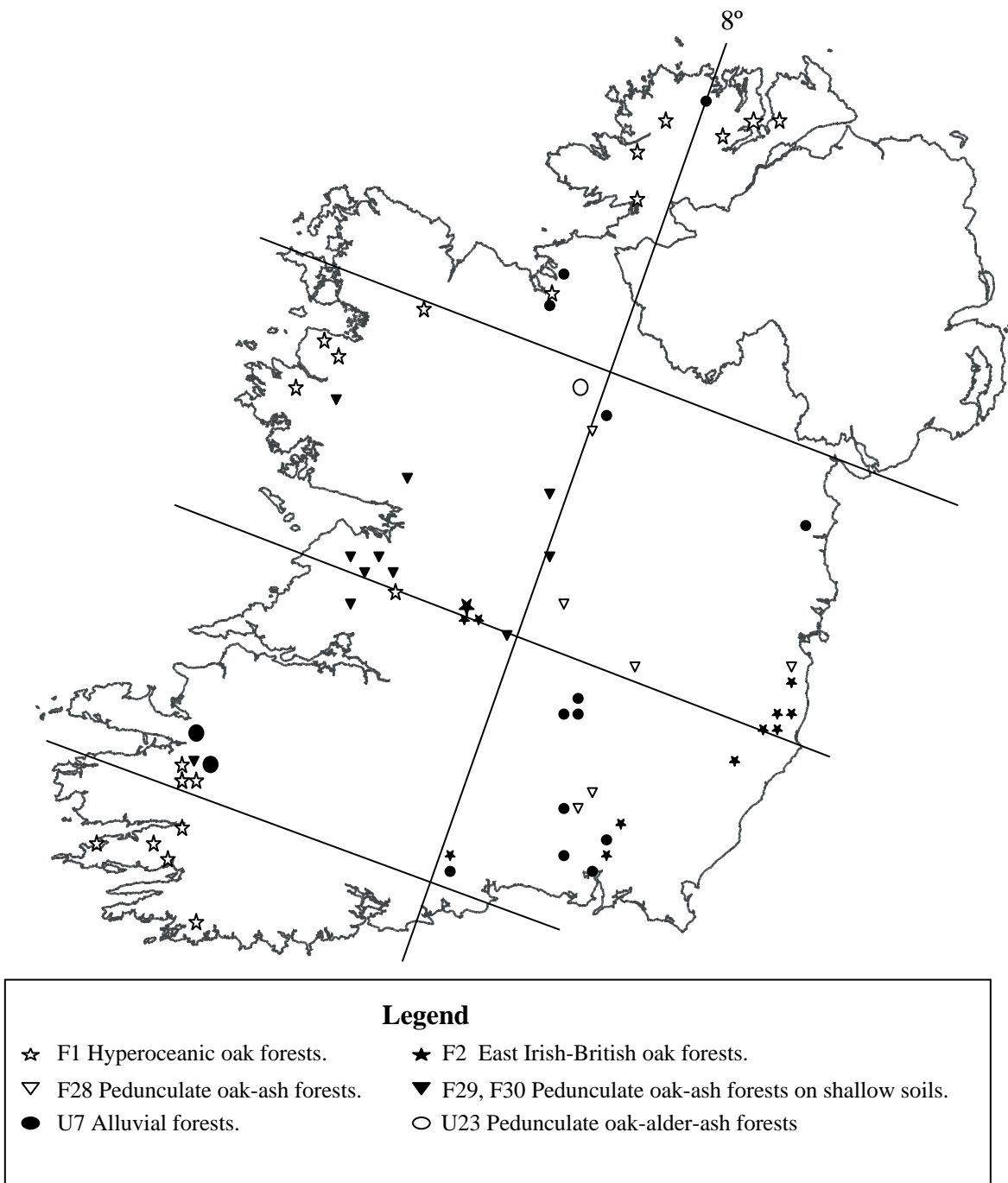


Figure 1: The distribution of protected areas in Ireland according to the principal forest types (mapping units of the European vegetation map).

national parks and some of the larger upland nature reserves where this woodland type would probably develop if grazing and burning were removed.

5 Restoring and creating native woodlands

The main emphasis on afforestation in Ireland has been the planting of exotic conifers. Initially, planting concentrated on the lower slopes of siliceous uplands and inter- and under-planting of stands of broadleaf woodland on old estates, especially old oak woodlands, with Scots pine, European larch, Norway spruce and Douglas fir. Subsequently there was a shift to planting the most marginal land

available, in part for social reasons, which resulted in the afforestation of extensive areas of blanket peats and uplands with monocultures or mixtures of sitka spruce and lodgepole pine. In recent years there has been a move to plant better quality land as a result of changes in national and EU agricultural policies, concern at the economic and environmental implications of planting peatlands and restrictions imposed by the EU Habitats Directive (ANON. 2000b).

Despite the importance of native woodlands and the very small area remaining, protected areas only represent c. 6.5 % of the total native forest estate and 1.05 % of the total forest estate. Non-protected stands continue to be under threat, especially from clearance for agriculture and, increasingly, for building land and infrastructure (STAPLETON et al. 2000). A variety of national and international legislation places obligations on Ireland to ensure the long-term survival of these forests.

Under the 1992 Convention on Biodiversity Ireland has committed itself to the concept of sustainable forest management and increasing forest biodiversity (ANON. 1997). Among other things this will result in an increase in the planting of broadleaf species for improving the landscape, benefits for wildlife and recreation, as well as for timber production. In recognition of this the present national policy is to increase broadleaf planting to more than 20 % annually and this will diversify both the habitat and landscape. Special attention will be given to riparian areas as part of a catchment approach to improve water quality and habitat for aquatic species, in part to conform to requirements under the EU Water Framework Directive. While suitable exotic species will continue to be planted much greater emphasis will be given to planting native species, some of which have received little attention in the past but which are potentially of considerable value for timber, e.g. birch, alder.

In addition to the above two initiatives, 'The Peoples Millennium Forest' and the 'Native Woodland Scheme', have recently been developed to encourage the expansion and restoration of existing stands of native woodland. These come under the auspices of a newly formed organisation 'The Woodlands of Ireland' (O'REILLY 2000). The objectives of 'The Woodlands of Ireland' are:

- To develop strategies aimed at securing the sustainable management of Ireland's semi-natural woodlands
- To encourage the restoration of degraded semi-natural woodlands
- To facilitate the establishment of new woodlands consisting of indigenous species from indigenous sources
- To disseminate information pertaining to these activities.

The People's Millennium Forest was established as part of the Millennium celebrations. The project focuses, *inter alia*, on the restoration and creation of native woodlands on state or publicly owned land in 16 sites. The main operations include planting 1.2 million native trees – one for each household in the country –, fencing against grazing animals, encouraging natural regeneration, removal of invasive exotics species and the provision of interpretative and recreational facilities.

The Native Woodland Scheme is a longer-term grant-aided project. Its objectives are

- To enable woodland owners to conserve and manage semi-natural native woodlands
- To encourage the creation of new native woodlands
- To aid and promote the sustainability of the national native woodland resource.

The aim of the Native Woodland Scheme is to restore c. 15,000 ha of native woodland and to create c. 15,000 ha of new native woodland, including riparian woodland. Unlike other forestry schemes, whose objectives are primarily timber production and where oak and ash are the principal native

species used, this scheme focuses on nature conservation, with timber production a secondary objective. As RODWELL & PATTERSON (1996) point out, however, it is very difficult to create systems which have evolved over very long periods of time and which have been subject to a variety of management histories. Nonetheless, by careful selection of the appropriate native species stands more varied than typical plantations will be created, which will hopefully lead to the development of a much greater level of biodiversity.

For the success of these schemes an understanding of the potential natural vegetation is essential to ensure that the appropriate species are planted on new sites and that restoration of existing sites is properly oriented. In the case of restoration, sites subject to overgrazing will be fenced and/or enclosures erected to exclude grazing animals. Invasive exotics such as *Rhododendron ponticum* on acidic soils, *Prunus laurocerasus* on base-rich soils and *Cornus sericea* on alluvial sites will be removed. Regeneration of introduced trees such as *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* will be controlled, although mature specimens may be left if they are of importance for bats, birds or invertebrates. Natural regeneration of native species will be encouraged but where this is poor trees will be planted.

Ireland's native woodlands are very unnatural in their structure and species composition as a result of past management practices and many stands are little more than monocultures of oak. Steps will be taken to diversify these stands by the addition of appropriate species such as birch in *Quercus petraea* stands, hazel and ash on base-rich soils and ash, alder and willows along streams and in other wet sites.

The creation of new woodlands will focus on expanding existing native woodlands and connecting fragmented stands. Riparian zones along rivers of particular importance for fish, e.g. salmon (*Salmo salar*), and other aquatic species, e.g. fresh water pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and fresh water crayfish (*Austropotamobius pallipes*), will also be targeted in an attempt to reduce erosion and to improve habitat and water quality. At a later stage 'green-field' sites isolated from existing stands will be planted.

As there are few common native tree and shrub species in Ireland the selection of species is relatively straight forward for any particular site. Certain species, such as *Frangula alnus*, *Arbutus unedo* and *Sorbus* species, which are rare and/or are very localised, will not be included within the scheme in order not to distort their natural biogeographical distribution. Most of these rarer species produce berries, which are dispersed by birds, and they may be expected to invade naturally into suitable habitats. Based on the potential forest types the following 'prescriptions' for woodland creation have been drawn up (Table 3).

A major national programme of seed collection and establishing nursery stocks has begun. Oak presents a particular problem as mast years are so infrequent but it is hoped that sufficient quantities will be obtained throughout the country to fulfil requirements. Within and adjacent to nature reserves, national parks, NHAs and pSACs only local provenances will be used but in other sites more heterogeneous stocks of native origin will be planted. It is anticipated that certain other elements of the native flora and fauna will colonise these stands, although evidence from Britain suggests that for some species this process is likely to be very slow (e.g. RACKHAM 1995, PETERKEN 1993). At this stage it is not planned to introduce elements of the field layer into the new stands, although this remains an option for the future.

Table 3: Principal potential forest types and the appropriate tree species for planting in order to create new woodlands.

Woodland type	Tree species
Montane birch forests (C16)	<i>Betula pubescens</i> , <i>Sorbus aucuparia</i>
<i>Quercus petraea</i> forests (F1, F2)	<i>Quercus petraea</i> , <i>Betula pubescens</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , <i>Ilex aquifolium</i>
<i>Quercus petraea</i> -bluebell woods (F32)	<i>Quercus petraea</i> , <i>Betula pubescens</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Corylus avellana</i>
Oak-ash forests with hazel and hazel-ash forests (F28, 29)	<i>Quercus robur</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Betula</i> species, <i>Corylus</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Crataegus monogyna</i>
Alluvial forests (U7) Oak-alder-ash forests with willow (U23)	<i>Quercus robur</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Corylus</i> , <i>Crataegus</i> , <i>Salix cinerea</i> ssp. <i>oleifolia</i> , <i>Ilex aquifolium</i>
Degraded raised bogs (T7)	<i>Betula</i> species, <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , <i>Alnus</i> , <i>Fraxinus</i> , <i>Salix</i>

This is a major new initiative, which, if successful, will ensure the survival of existing woodlands and increase the area covered by native trees within the country by more than 15 % of present cover in the medium term. The scheme was launched in 2001 and there is already considerable interest from landowners. For Ireland it is a very innovative scheme involving close co-operation between foresters, ecologists and landowners. A major training programme for site assessment is being undertaken, in particular to enable surveyors to predict the potential natural vegetation so that the correct assemblage of species will be selected. It is hoped that the principles of the scheme will be extended to other areas, e.g. planting native species on new roadside verges to replace the present practice of planting non-native species, which are often inappropriate both from an ecological and landscape point of view.

6 Conclusion

The publication of the Map of the Natural Vegetation of Europe comes at a very opportune time in the context of land use in Ireland. Several decades of intensification of agriculture combined with the current economic boom have had a major, mostly negative impact on the environment. Deleterious effects include overgrazing and erosion of the uplands, afforestation of blanket peats, pollution of lakes and rivers and destruction of various habitats, including native woodlands, for agriculture, housing and infrastructure (STAPLETON et al. 2000). Positive developments include the ratification of EU and other international legislation, particularly the Convention on Biodiversity and the EU Habitats Directive, and updating of national legislation relating to wildlife conservation. In particular the Convention on Biodiversity has been adopted into the National Development Plan and this, together with the Water Framework Directive and the increased awareness of the importance of conserving and expanding native woodlands, should have a positive impact on the environment. The Map of the Natural Vegetation of Europe should prove to be a useful tool in future landuse planning.

References

- ANONYMOUS (1997): Sustainable development – a strategy for Ireland. – Dublin (Government Publications).
- ANONYMOUS (2000a): Code of best forest practice. – Dublin (Forest Service).
- ANONYMOUS (2000b): Irish National Forest Standard. – Dublin (Forest Service).

- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p. – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BUDD, R. & VON ENGELBRECHTEN, S. (1999): Fossil pollen analysis of a sediment core from St. John's Wood, County Roscommon. – Kilkenny (Commissioned by the Heritage Council, Ireland).
- CROSS, J.R. (1987a): Status and value of native broadleaved woodland. – *Irish Forestry* 44: 81-88.
- CROSS, J.R. (1987b): Unusual stands of birch on bogs. – *Irish Naturalists' Journal* 22: 305-309.
- CROSS, J.R. (1998): An outline and map of the potential natural vegetation of Ireland. – *Applied Vegetation Science* 1: 241-252
- KELLY, D.L. & IREMONGER, S.F. (1997): Irish wetland woods: the plant communities and their ecology. *Biology and Environment*. – *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B, Biological, geological and chemical science* 97: 1-32
- MITCHELL, F. & RYAN, M. (1997): *Reading the Irish Landscape*. – Dublin (Town House).
- O'REILLY, J. (2000): *Woodlands of Ireland; mid-term review*. – Dublin (Internal Report for the Woodlands of Ireland).
- O'SULLIVAN, A. (1998): Natural forests in Ireland. – In: COST ACTION E4: Forest reserves research network – country reports. – European Forest Institute, Finland.
- PETERKEN, G. (1993): *Woodland conservation and management*. – London (Chapman & Hall).
- RACKHAM, O. (1995). *Trees and woodland in the British landscape*. – London (Weidenfeld and Nicolson).
- RODWELL, J.S. & PATTERSON, G.S. (1996): Vegetation classification as an aid to woodland creation. – In: *The ecology of woodland creation*. – Ed. Ferris-Kaan, R: 63-74.
- SCANNELL, M.J.P. & SYNNOTT, D.M. (1987): *Census catalogue of the Flora of Ireland*. – Dublin (Stationery Office).
- STAPLETON, L.; LEHANE, M. & TONER, P. (2000): *Ireland's Environment – a millennium report*. – Wexford (Environmental Protection Agency, Ireland).
- TUTIN, T.G.; HEYWOOD, V.H.; BURGESS, N.A.; MOORE, D.M.; VALENTINE, D.H.; WALTERS, S.M. & WEBB, D.A. (Ed.) (1964-1980): *Flora Europaea*. Vol. 1–5. – Cambridge (Cambridge University Press).

Author's address:

Dr. John R. Cross
 National Parks and Wildlife Service Department of the Environment,
 Heritage and Local Government.
 7, Ely Place
 Dublin 2
 IRELAND
 E-Mail: jcross@duchas.ie

Restoring Cultural Landscapes using the Vegetation Map of Europe

Wiederherstellung von Kulturlandschaften mit Hilfe der Karte der Natürlichen Vegetation Europas

JOHN RODWELL

Abstract

The European Vegetation Map is an invaluable tool for helping us understand what kind of vegetation is sustainable within the climatic and edaphic parameters which define each mapping unit. On a variety of scales, the Map can therefore provide a predictive frame for landscape design. However, each of the mapping units should be regarded as a suite of climax, precursor and replacement communities with a unique ecological dynamic at work among them. Understanding these processes can therefore help us to develop options for designing landscapes and to calculate the costs and benefits of sustaining our choices. In such future landscapes, culture should play a part, helping local communities to understand their past and to develop a sense of ownership of the places where they live.

Zusammenfassung

Die Karte der natürlichen Vegetation Europas ist von unschätzbarem Wert, wenn wir feststellen wollen, welche Vegetation sich unter den gegebenen klimatischen und edaphischen Parametern, die eine Kartierungseinheit kennzeichnen, dauerhaft etablieren würde. Die Karte kann deshalb einen vorausschauenden Gestaltungsrahmen für die Landschaftsplanung liefern. Jede Kartierungseinheit ist als Serie von Klimaxgesellschaften, Sukzessionsstadien und Ersatzgesellschaften anzusehen, die miteinander durch eine spezifische ökologische Dynamik verbunden sind. Wenn wir diese Beziehungen und Prozesse kennen, können wir Optionen für die künftige Landschaftsgestaltung entwickeln und deren Kosten und jeweilige Vorzüge beurteilen. In solchen Zukunftslandschaften sollte auch die Kultur(geschichte) eine Rolle spielen, damit die örtlichen Gemeinschaften ihre Vergangenheit kennen und verstehen lernen und Verantwortungsbewusstsein für die Landschaften, in denen sie leben, entwickeln.

1 Introduction

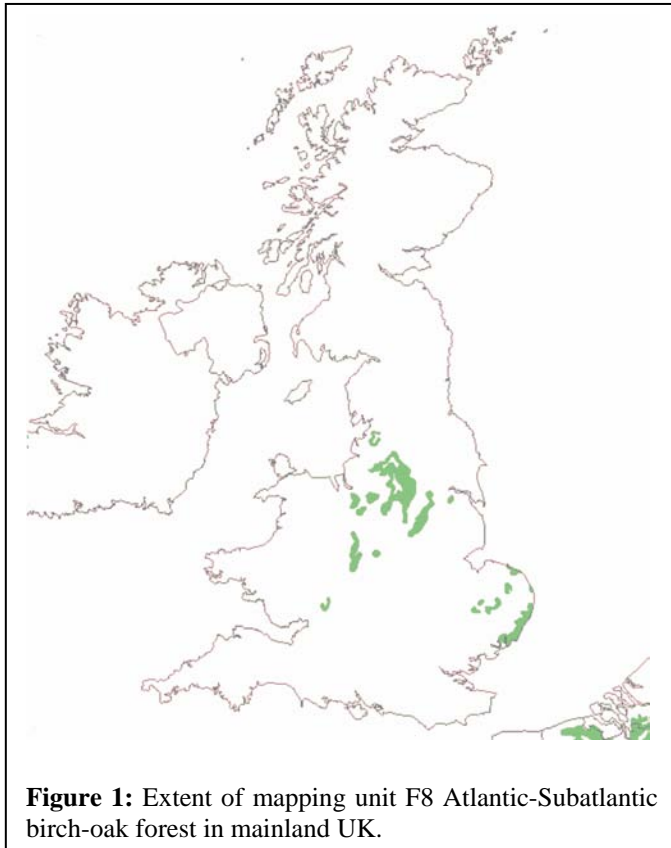
Within England, Wales and Scotland, only 34 mapping units are represented on the Vegetation Map of Europe (BOHN et al. 2000) but, even on a scale of 1:2.5 M, the spatial diversity in the vegetation pattern is quite striking. This reflects, first, the marked contrasts in climate that occur between the drier and warmer south-east of the United Kingdom (500 mm precipitation annually with a mean annual maximum temperature of 31 °C) and a cooler and wetter north-west (3000 mm, 21 °C). Then, there are considerable differences in geology and terrain across the country: the coincidental concentration of younger, softer, argillaceous rocks and limestones in the south-east and older, more resistant siliceous rocks in the north-west accentuates the broad contrast in climate and, on a smaller scale, provides regional and local complexity of physiography and topoclimate that is reflected in the potential vegetation cover.

In this north temperate climatic zone, without intervention, various types of woodland would cover the majority of the land surface of the UK, except around exposed coasts, on the highest mountains and on deep peats where there are edaphic or climatic limitations to tree growth. However, as might be expected in a country with such a long history of settlement, the bulk of the vegetation that can now be seen within the forest zone consists of replacement communities, except in the most remote and inhospitable areas. In fact, between 90 and 98 % of the potential forest cover of the UK has been lost and, even where surviving woodland is more ancient, it is often much affected by silviculture and other anthropogenic influences. Elsewhere, away from settlements, industrial areas and communication networks, agriculture has converted much of the original forest cover to arable land, pastures, meadows and heath, with weed and wasteland communities in more disturbed places. Within the 16 forest mapping units that are represented in the country, 19 phytosociological associations of woodland have been characterised by the UK National Vegetation Classification (RODWELL 1991 et seq.), while there are over 150 replacement communities. On a local scale, the complexity of landscape history within the climatic and geological frame means that the mosaics of these vegetation types are often very intricate.

2 A predictive framework for new native woodlands

The scarcity of woodland in the UK has long been a concern, both because of the country's lack of self-sufficiency in timber but also, over the past two decades, because of a desire to increase the extent of native broadleaf woodland for its amenity and biodiversity value. To provide some ecological basis for sustainable planting, a cheap pocket guide "Creating New Native Woodlands" (RODWELL & PATTERSON 1994) has been produced by the forest agency. This uses the framework of the European Vegetation Map to provide a broad zoning of the country, gives lists of trees and shrubs appropriate for planting in the climate and soils of these zones and provides design guidelines for developing mosaics of such woodland types on a local scale. This approach, which is novel for the UK, has proved very popular for planting new woodlands on farmland, around building developments, on reclaimed derelict land and along motorways, and has brought the concept of predicting potential vegetation before a wide audience of practitioners in landscape design and silviculture. Training courses for such professionals on the use of the guide have helped disseminate the approach.

As an example of how the guidelines work, a user wishing to plant a woodland on podzols developed from siliceous bedrocks and sands in the north-west of England would find themselves within the European Vegetation Map unit F8 Atlantic-Subatlantic birch-oak forest (Figure 1). In the UK, surviving stands of this woodland type are typically dominated by mixtures of *Quercus petraea*, *Q. robur*, *Betula pubescens* and *B. pendula* with *Ilex aquifolium* and *Sorbus aucuparia* and these are the recommended species for planting – a disappointingly brief list, perhaps, for someone with an eye only for diversity, but an appropriately species-poor assemblage for such impoverished, acid soils. In time, such woodland develops a field layer with shade-tolerant ericoid sub-shrubs, *Deschampsia flexuosa*, *Galium saxatile*, *Oxalis acetosella* and ferns and to assist with targetting new woodlands of this type on congenial sites, the guidelines also specify optimal precursor vegetation where an existing flora with these species already offers some prospect of the development of the predicted woodland field layer more quickly – in this case, these precursors are a variety of grassland and heath communities dominated by sub-shrubs such as *Calluna vulgaris*, *Erica cinerea* and *Vaccinium myrtillus*.



Sometimes, where there is comprehensive information about the flora in a particular area, it is possible to use such profiles of potential natural vegetation and replacement communities to develop a more dynamic visualisation of a mapping unit. Figure 2 shows a map of West Yorkshire produced from a computerised plant atlas of the county (LAVIN & WILMORE 1994), the dots indicating the coincidental occurrence within a 1km grid of the characteristic species of the F8 birch-oak woodland. In many of the high-scoring locations shown, there are no actual woodlands of this type existing at present, but rather mixtures of woodland species ‘waiting in the wings’ which might possibly be recruited to areas set aside for planting. Understanding the distribution of the species pool available for the development of potential vegetation and

the extent to which these species already occur in various precursors and replacements are essential stages in giving a dynamic perspective to the mapping units when they are used for landscape design.

3 Incorporating ecological processes in landscape design

Providing simple models of such dynamic systems for site managers – rather than single static targets for landscape design – is an important challenge in applying the European Vegetation Map. In the UK, the environmental charity Groundwork is giving a lead in this approach for post-industrial restoration through its ‘Changing Places’ programme (HANDLEY et al. 1998). Such post-industrial landscapes pose the additional challenge of difficult terrain and unusual substrates and the general approach in restoring these sites has been for remediation through strong intervention, engineering of graded landscapes and the creation of a limited repertoire of vegetation types such as recreational grasslands and ornamental woodlands through planting and seeding. This new approach aims to change places in an ecologically informed fashion by limited intervention and by working with whatever vegetation processes are occurring on the site.

Darwen Parkway is a ‘Changing Places’ site of 24 hectares on the outskirts of Blackburn in northern England. The solid geology of this area consists of Carboniferous shales and sandstones forming the fringe of the Pennine hills, but these are overlain locally by a thick terrace of Pleistocene fluvio-glacial sands through which a river has cut a rejuvenated valley. Maps show that in 1835, the valley slopes were pasture with woodland strips remaining along the riverside but, in the subsequent period of industrialisation, the area was quarried for sand with the construction of associated railway sidings, while housing and factories encroached around. Since abandonment of the workings 60 years ago, neglect has allowed a mixture of grasslands, tall herb vegetation, heath, scrub and woodland to develop over the series of bluffs, hollows and terraces left by the quarrying and on the abandoned

railway sidings.

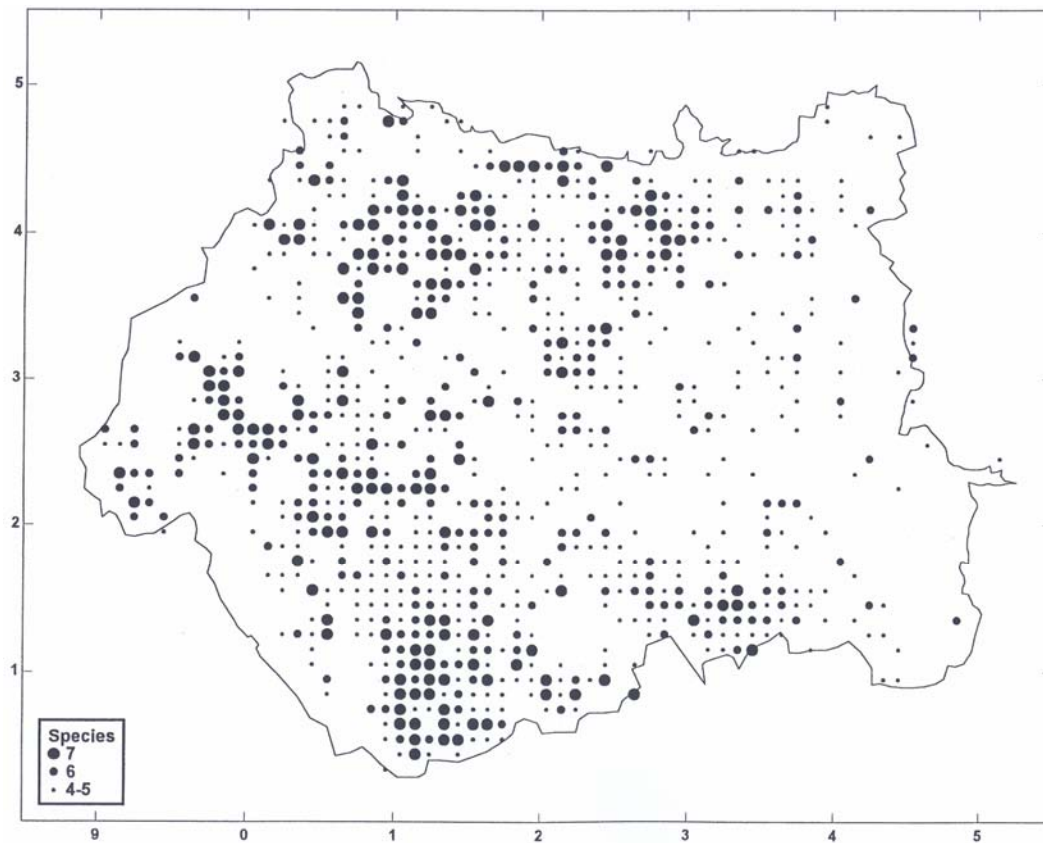


Figure 2: Coincidence map of the characteristic species of F8 Atlantic-Subatlantic birch-oak forest and its replacements in West Yorkshire.

Over this diverse terrain, the mosaic of existing vegetation types looks complicated but the underlying pattern is fairly simple (RODWELL & DRING 2000). The major contrasts in the composition and distribution of the plant communities reflect spatial differences in acidity, trophic state and wetness of the soils and the progress of succession in the time since abandonment of the site. We can recognise three such successional systems and associated vegetation complexes. On the most acidic, nutrient-poor and driest soils, we can predict that the F8 Atlantic-Subatlantic birch-oak forest described above will be the eventual end point of succession. On the neutral, mesotrophic and moist soils, there will be F32 Irish-British-Norman oak-ash forests and, on the wet, eutrophic soils, U7 Irish-British alluvial forest with ash and alder. Using the UK National Vegetation Classification, we can characterise each of the earlier stages of vegetation within the complexes that are represented on the site and understand something of their ecological inter-relationships (Figure 3).

With a wider knowledge of comparable sites where these complexes of replacement vegetation types are represented, we can envisage a greater diversity of plant communities within the successional dynamic of the map units than are present at Darwen Parkway now and specify the kinds of intervention necessary to develop and sustain each of these plant communities there (Figure 4). In this way, the Vegetation Map of Europe can help us visualise alternative future landscapes and manage the ecological processes.

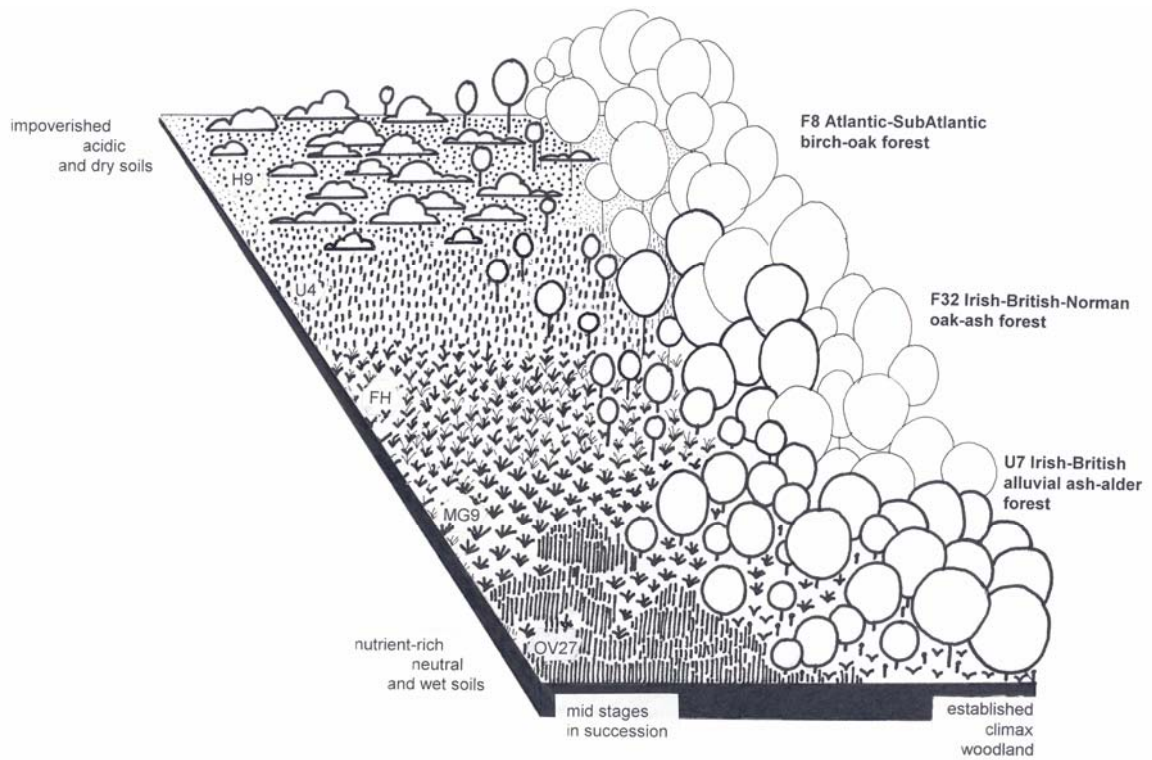


Figure 3: Woodlands and their replacements at Darwen Parkway.

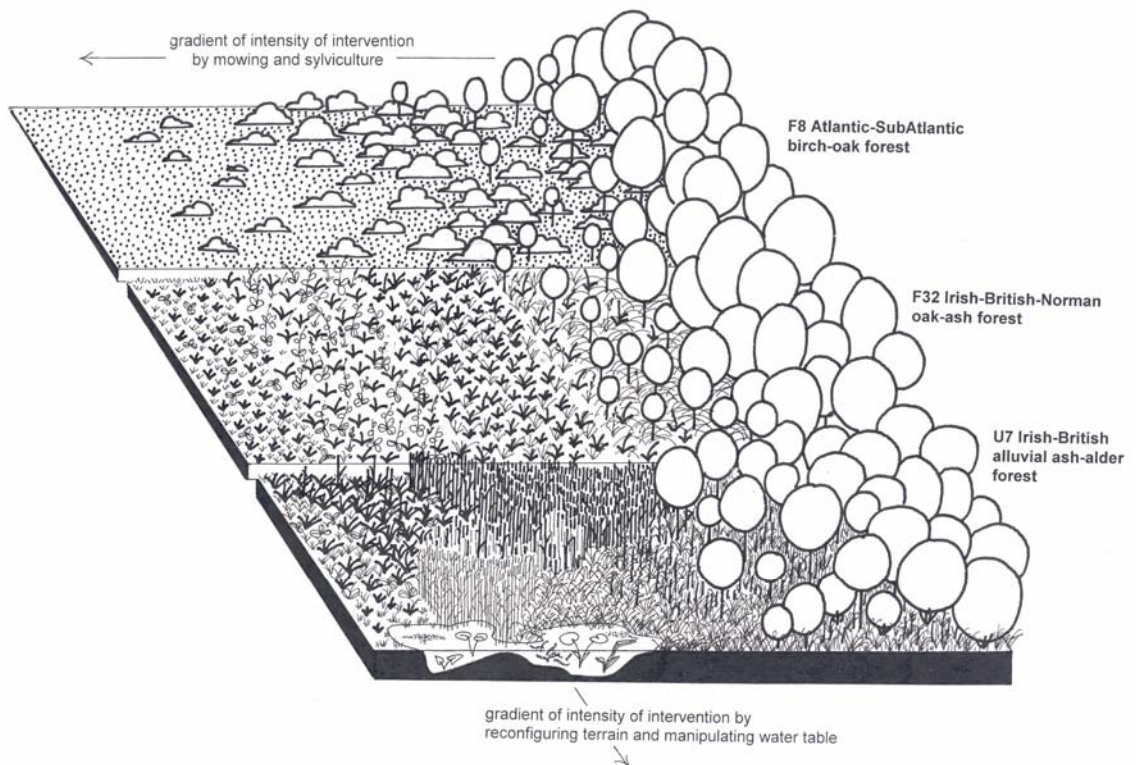


Figure 4: A fuller diversity of potential vegetation types at Darwen Parkway.

4 Choosing between landscape options

The Vegetation Map of Europe is an invaluable tool for helping us understand what kinds of vegetation could be sustained within the climatic and edaphic parameters which define each mapping unit – both the climax communities and their various possible replacements. But deciding what *should* happen in any programme for sustainability of natural ecosystems or in landscape design proposals is another question. One possible approach would be to use the Map as a standard to calculate the proportions of the land surface that could be occupied by each mapping unit and its complex of vegetation types in a particular area and then use this as a basis for prioritising which plant communities should be targeted in programmes of protection or restoration. For example, Figure 5a shows the proportions of the forest mapping units of England, Wales and Scotland and Figure 5b the proportions actually occupied by these woodlands within the network of designated sites. This kind of perspective would suggest that, at a national level, the U7 alluvial flood plain forest system is especially poorly represented and ought to have some priority.

In fact, although relatively little of the land surface of the UK is occupied by woodland of any kind, many of these kinds of vegetation are less threatened than some of their replacement communities. In the *Red Data Book of British Plant Communities* (RODWELL & COOCH in press), the most nationally endangered of the vegetation types represented at Darwen Parkway within the F8 mapping unit is the heath and, in F32, the meadows. Overlaying such evaluations upon the range of possible future landscapes may help decide what should happen within the vegetation complexes on a particular site. Clearly, the scale across which such evaluations are calculated might also affect the result: in the county within which Darwen occurs, for example, lowland heath is especially rare and vulnerable and this adds further to its wildlife and amenity value.

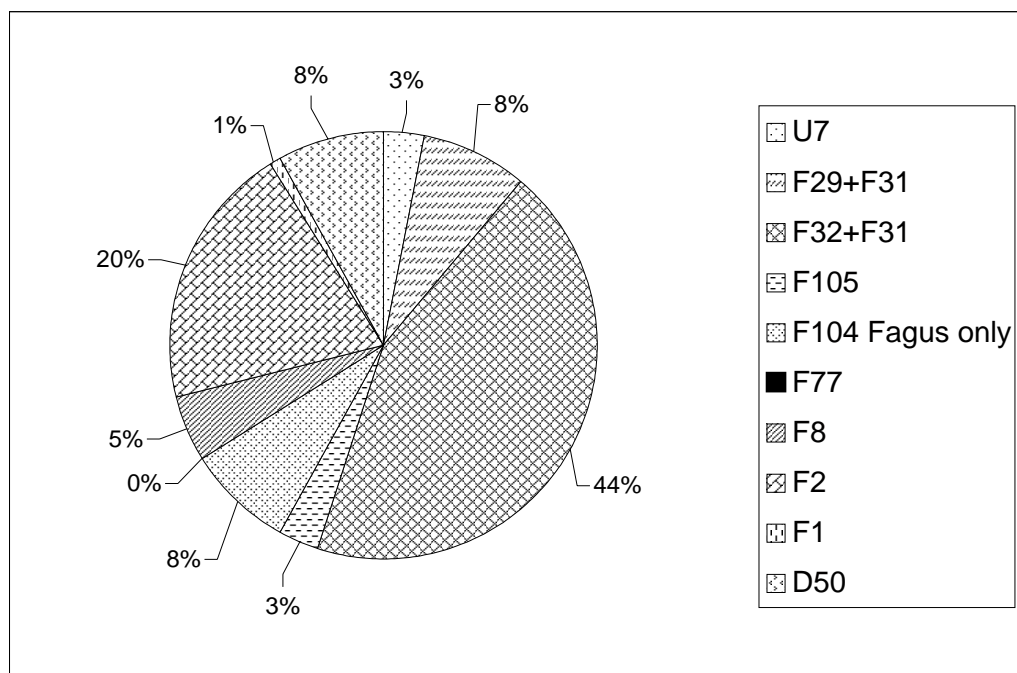


Figure 5a: Proportions of woodland mapping units in the UK: potential proportions of the forested land surface.

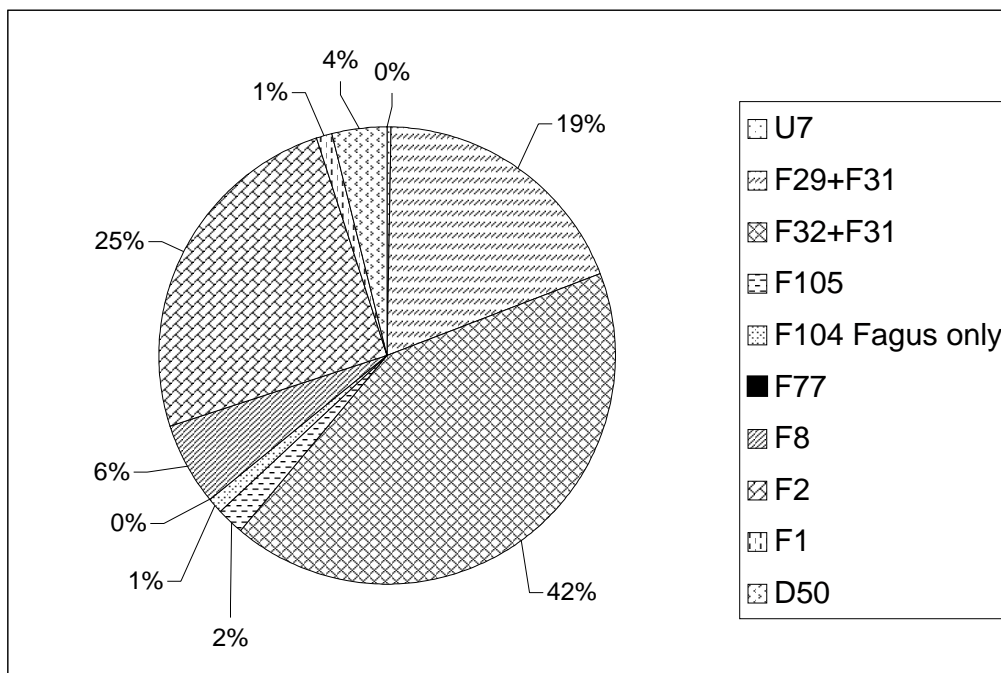


Figure 5b: Proportions of woodland mapping units in the UK: proportions within the protected area network.

Who should make the decisions about which elements in vegetation complexes are actually favoured in protected or developing landscapes? Very often in the UK, it is wildlife or landscape design professionals who determine such choices, using their expert knowledge. Alongside such ecological understanding, a key feature of the Groundwork ‘Changing Places’ programme is to involve local communities in determining the design and direction of post-industrial restoration schemes. Here, the Vegetation Map of Europe may have a crucial role to play in developing simple graphics showing options for the different vegetation complexes that are possible within particular landscapes. In this way, informed choices can be offered to local residents and users of a site and interest groups can negotiate the costs and benefits to them of the various alternatives. Developing such a sense of ownership of future landscapes will be essential for their sustainability.

5 Cultural resonances within future landscapes

Darwen Parkway has a past and part of its history is cultural – the interactions between the landscape and previous owners and users of the site. In the British landscape, it is often impossible to disentangle these cultural elements from the dynamic processes that have been at work within the mapping units and they contribute strongly to the local distinctiveness of places. However, there is a common tendency when speaking of cultural landscapes to assume that they are *always* an inheritance from former times. A more flexible definition of cultural landscapes would see them as landscapes whose character and sustainability are in some way dependent on culture and which yield cultural benefits.

Incorporating such a vision into the application of the European Vegetation Map for the development of restored cultural landscapes is a further challenge for us. In the UK, we have begun to explore these possibilities through the ‘Future Landscapes’ programme of the World Wide Fund for Nature. On the edge of Wakefield in northern England, there is a complex area of suburban housing, factories and goods stores, farmland, motorways and railways, typical of many of the industrialised parts of the UK at the turn of the 21st century. These days, only a few fragments of woodland and some hedgerows

trees can be seen in the landscape and these are mostly less than 200 years old. Other signs of the past are also few: in relatively recent times, for example, this was an important coal-mining area but the physical remains of this industry have been landscaped out of mind. Hidden away here, however, is the ghost of a historic landscape because this area was the Outwood, the ancient forest of the lord of the manor of Wakefield, but used in common by the people of the area from medieval times until 1795, when the land was divided up and sold. Detailed documentary records from the manor court of Wakefield suggest that, long before this time, the Outwood was probably not completely covered by trees but a busy landscape in use for woodland industries (timber for fencing and building, charcoal for smelting, bark for tanning leather), mining (surface pits for coal and ironore) and agriculture (pasturing of pigs and cattle, growing of arable crops, keeping of bees). Now, all that remains of this Outwood are ancient boundary lines on maps and some local place names (RODWELL et al. 2000).

A project to bring this ghost to life has involved applying the European Vegetation Map to predict the potential woodland cover across the area of the Outwood and develop planting proposals for those relatively few places in the landscape where there is room for trees and shrubs – on the old mine spoil, among the housing and along disused railway lines. However, from the documentary record it is possible to see which trees were of more cultural interest in former times and to use this information to add local distinctiveness to the planting mixtures. For example, on April 4, 1349, we read that fines were levied on certain local people for stealing *acerus* from the Outwood – an ambiguous term in the medieval latin of the court records which might mean *Acer campestre*, the field maple, or *A. pseudoplatanus*, sycamore. In fact, in the court rolls, *acerus* is referred to in such numbers that ecologically it is difficult to think that so many *Acer campestre* might occur in the area: this is a somewhat basiphilous species unlikely to be frequent on the lime-poor soils prevailing in the Outwood. More interesting is the possibility that the references are to *Acer pseudoplatanus*, because this is not a native to the UK: it was probably introduced into the country in late medieval times (JONES 1945) and, in fact, this may be the first documentary record of its occurrence with us. Whichever is the case, we know that locally there was a home industry turning wood to make bowls and plates, so possibly ‘maple’ was favoured in coppices of the time as a source – both *Acer campestre* and (especially) *A. pseudoplatanus* are very good for this purpose.

All of this could remain just history commemorated by a plaque next to a new woodlands. In fact, with local schools, community police officers and professional actors, we will make a theatrical performance of the theft and trial of the man who stole the ‘maples’. Then the children will replant groves of the *Acer* species among other ecologically appropriate trees and shrubs in an area identified from the vegetation map as capable of sustaining F32 Irish-British-Norman oak-ash forest. When all the trees are planted, a local family called ‘Turner’ (Drechsler in German), perhaps descended from the wood-turners of the area, will be invited to dedicate the new landscape on behalf of the community. In this way, the cultural memories of the area will be given new life, so helping fashion a vision for the future.

Acknowledgements

I am grateful to the late Dr. Robert Neuhäusl for the original invitation to collaborate in the European Vegetation Map project and to Dr. Udo Bohn and his team at the Bundesamt für Naturschutz in Bonn and Dr. John Cross now of the Irish National parks & Wildlife Service for their assistance in preparing the UK contribution. I also wish to thank Groundwork UK and WWF-UK for funding to develop the

Darwen Parkway and Outwood projects and for permission to use the results here, and Keith Kirby of English Nature for providing details of woodland types within the protected area network of the UK. Julian Dring, the Database Development Officer in the Unit of Vegetation Science at Lancaster University, kindly prepared figures 1, 2 and 5 for this paper.

References

- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- HANDLEY, J.F.; GRIFFITHS, E.J.; HILL, S.L. & HOWE, J.M. (1998): Land restoration using an ecologically informed and participatory approach. – In: FOX, H.R.; MOORE, H.M. & MCINTOSH, A.D. (Ed.): Land Reclamation: Achieving Sustainable Benefits. – Rotterdam (Balkema) p. 171-185.
- JONES, E.W. (1945): Biological Flora of the British Isles: Acer L. – Journal of Ecology 32: 215-52.
- LAVIN, J.C. & WILMORE, G.T.D. (1994): West Yorkshire Plant Atlas Bradford. – Bradford Metropolitan District Council.
- RODWELL, J.S. [Ed.](1991, 1992, 1995, 2000): British Plant Communities. Vol. 1-5. – Cambridge (Cambridge University Press).
- RODWELL, J.S. & COOCH, S. (in press): A Red Data Book of British Plant Communities. – Godalming: WWF-UK (World Wide Fund for Nature).
- RODWELL, J.S. & DRING, J. (2000): Using the National Vegetation Classification for Changing Places. – Lancaster (Unit of Vegetation Science Report to Groundwork UK).
- RODWELL, J.S. & PATTERSON, G. (1994): Creating New Native Woodlands. – London (HMSO).
- RODWELL, J.S.; WILDSMITH, C. & CARTWRIGHT, R. (2000): Outwood Future Landscapes. – Lancaster (Unit of Vegetation Science Report to WWF-UK).

Author's address:

Prof. Dr. John Rodwell
7 Derwent Road
Lancaster LA1 3ES
UNITED KINGDOM
E-Mail: johnrodwell@tiscali.co.uk

**Anwendung der Europakarte für Forstwirtschaft,
naturnahen Waldbau und im Hinblick auf
Auswirkungen von Klimaänderungen**

**Use of the European Vegetation Map in Silviculture,
Ecosystem-based Forestry, and with Respect
to the Effects of Climate Change**

Die potentielle natürliche Vegetation unter dem Aspekt der Waldentwicklung und naturnaher Waldbewirtschaftung an ausgewählten Beispielen ost- und mitteleuropäischer Waldgebiete

Potential Natural Vegetation with Regard to Forest Development and Ecosystem-based Forest Management: Selected Examples from Eastern and Central European Forest Areas

PETER A. SCHMIDT

Zusammenfassung

Eine PNV im Sinne von TÜXEN (1956), die der Forderung nach Projektion des Schlußwaldstadiums auf den aktuellen Standort bei Ausblendung von Sukzession und Akzeptanz von Florenveränderungen entspricht, ist für die Postulierung von „Zielwäldern“ bei langfristigen Planungen der Waldentwicklung zwar ein Hilfsmittel, aber als solches nicht unmittelbar und nur im Kontext mit weiteren Bedingungen anwendbar. Insbesondere die Ausklammerung der Zeitdimension war Anlaß zu modifizierten Definitionen der PNV (z. B. KAISER & ZACHARIAS 1999) oder Vorschlägen neuer Termini (z. B. natürliches Vegetationspotential - SCHMIDT 1997, standortgemäße potentielle Vegetation – LEUSCHNER 1997). Es werden Beispiele aus ost- und mitteleuropäischen Waldgebieten aufgeführt, die Abweichungen zwischen realer Waldvegetation und potentieller natürlicher Vegetation, Entwicklungstendenzen aktueller Waldbestände sowie Aspekte naturnaher Waldbewirtschaftung im Zusammenhang mit der PNV aufzeigen.

Für die Waldbewirtschaftung und -entwicklung ist nur eine Modellvorstellung geeignet, die

- die reale Ausgangssituation (geo- und biotopisch, biozönotisch, Baumarten und ihr Reproduktionspotential) beachtet,
- die vorhandenen und zu erwartenden Struktur- und Funktionsänderungen im Rahmen der Sukzession zu einer Schlußwaldgesellschaft (Entwicklungspotential) berücksichtigt,
- sich als Symbol der Gesamtheit der unter aktuellen und zukünftigen Standortbedingungen möglichen Vegetationsausprägungen versteht.

Aber selbst bei einer Integration der Zeitdimension und der Ergebnisse sukzessionaler Prozesse bleiben Unsicherheiten bezüglich des zukünftigen Wandels der Umweltbedingungen und seiner Auswirkungen auf die Waldökosysteme. Deshalb sollten Ziel-Vegetationstypen bzw. -Bestandestypen möglichst so offen sein, daß flexibel auf eintretende Umweltveränderungen reagiert werden kann. Als Leitbilder der Waldbewirtschaftung postulieren sie weniger Endergebnisse, sondern eher Orientierungen („prinzipielle Marschrichtung“, ANDERS & HOFMANN 1996). Außerdem kann es aus Sicht des Waldbaus oder gesellschaftlicher Anforderungen an den Wald Gründe geben, davon abzuweichen. Eine ökologisch orientierte Waldwirtschaft, die prinzipiell naturnahe Wälder und die Nutzung der Naturkräfte anstrebt (vgl. SCHMIDT 1997-98), schließt nicht aus, daß im wirtschaftlichen Interesse, so zur Wertholzerziehung (z. B. Eichen), auch Baumarten gefördert werden, die unter Schlußwaldbedingungen (z. B. Buchenwald) in der Konkurrenz gegenüber anderen Arten unterlegen sind. Außerdem ist zu beachten, daß zukünftig vermutlich Trockenjahre in Häufigkeit und Intensität zunehmen, wodurch Schlußwaldbaumarten wie die Buche benachteiligt, dagegen die Eichen begünstigt werden (BONN 2000). *Pinus sylvestris* kann zur Nutzholzproduktion nicht nur dort

angebaut werden, wo sie unter natürlichen Bedingungen bestandesbildend auftritt bzw. als PNV ein Leucobryo-Pinetum zu konstruieren wäre. Andererseits ist aufkommende Eichen-Naturverjüngung (z. B. über „Hähereichen“) in Kiefernforsten durch entsprechende Waldbehandlung anzunehmen und zu fördern, auch der Eichenanteil durch Waldumbau von Kiefernforsten auf potentiellen Eichenwaldstandorten (Eichen-Voranbau) zu erhöhen. Naturverjüngung von Eichen fehlt in Schlußwäldern weiter Teile des mittel- und osteuropäischen Areals mesophytischer Laubwaldgebiete, für die Hainbuchen- und Winterlinden-Stieleichenwälder als PNV angenommen werden.

Abstract

The concept of potential natural vegetation according to TÜXEN (1956), corresponding to the projection of the climax forest stage onto the current site irrespective of succession and allowing for changes in the flora, is an aid for the postulation of “target forests” in long-term forest development planning. However, the concept is not immediately applicable, and where it is, then only in connection with a broader context. Various considerations, especially the removal of the temporal dimension, gave rise to modified definitions of potential natural vegetation (e.g., KAISER & ZACHARIAS 1999) or to the coining of new terms (e.g., natural vegetation potential *sensu* SCHMIDT 1997, site-adequate potential vegetation *sensu* LEUSCHNER 1997).

Here, a series of examples from eastern and central European forest areas are presented. The differences between real, current forest vegetation and potential forest vegetation are outlined and the developmental trends of current forest stands and aspects of a ecosystem-based forest management are discussed.

Forest management and development allow for only one conceptual model. This model

- takes the real starting situation into account (geo- and biotopic and biocoenotic factors, tree species and their reproduction potential),
- considers the existing and the prospective structural and functional changes within the framework of succession towards a climax forest community (development potential),
- symbolizes the entirety of the vegetation aspects that are possible under present and future site conditions.

Even if the dimension of time and the results of successional processes are integrated, uncertainties will remain, specifically in light of the prospective changes in environmental conditions and their effects on forest ecosystems. Target vegetation types or stand types should therefore be open enough that a flexible response to the prospective environmental changes will be possible. As models of forest management, they do not so much postulate final results as outline a general direction. Furthermore, there may be silvicultural or social reasons for wanting to deviate from them. An ecologically oriented forest management approach, which in principle aims at forests near to natural conditions and utilization of the powers of nature, does not exclude the favouring of other tree species in the economic interest, such as for the production of high-grade timber (e.g., oaks). These species would otherwise be at a disadvantage under climax forest conditions (e.g., beech forest). Moreover, it should be noted that drought years are anticipated to increase in frequency and intensity in the future, a fact that will cause climax forest tree species such as beech to be at a disadvantage, whereas oaks will be favoured. *Pinus sylvestris* is not limited to being grown for the production of commercial timber in those places where it forms natural stands or where a Leucobryo-Pinetum would form the PNV. On the other hand, the regeneration of oak should also be furthered, both by encouraging the emergence

of natural oak regeneration (e.g., through dispersal by jays) in pine forests through corresponding silvicultural treatments as well as by increasing the proportion of oaks in pine plantations on potential oak sites by stocking oak in the understorey. Natural regeneration of oak is absent in climax forests in vast parts of the central and eastern European range of mesophytic broad-leaved forests. It is assumed that these areas support a potential natural vegetation of hornbeam-oak (*Carpinus betulus*, *Quercus petraea*, *Q. robur*) and lime-oak forests (*Tilia cordata*, *Quercus robur*).

1 Ökologisch orientierte Waldbewirtschaftung und natürliche Waldvegetation

Grundanliegen der Waldbewirtschaftung ist die Erhaltung, Gestaltung oder Entwicklung von Wäldern, die unter den jeweils gegebenen Naturbedingungen optimal geeignet sind, die vielfältigen gesellschaftlichen Anforderungen an den Wald (Waldfunktionen) nachhaltig und mit minimalem Aufwand zu erfüllen (THOMASIUŠ & SCHMIDT 1996). Diesem Anliegen wird eine Waldbewirtschaftung um so besser gerecht, je mehr sie natürliche ökosystemare Strukturen und Prozesse („Gratis-Naturkräfte“) zur Erfüllung der Waldfunktionen nutzt. Damit sind die Kenntnis der natürlichen Waldvegetation und das Verständnis der Strukturen und Entwicklungsabläufe natürlicher Waldökosysteme wesentliche Voraussetzungen für eine effektive Nutzung und den Schutz natürlicher Ressourcen des Waldes.

Waldbauliches Planen und Handeln erfordern auch bei einer sich an Naturwäldern orientierenden ökologischen Waldbewirtschaftung, vor allem bei einem Waldumbau naturferner Forsten zu naturnahen Wirtschaftswäldern, entsprechende Zielsetzungen (Leitbilder). Die Ableitung anzustrebender Sollzustände („Zielwälder“; über „Entwicklungstypen“ zu erreichende Zieltypen) wie auch die Ermittlung des Natürlichkeitsgrades bzw. der Hemerobie aktueller Bestände basieren auf methodischen Ansätzen, die sich an ehemaliger, aktueller oder hypothetischer natürlicher Vegetation orientieren:

- **Rekonstruktion historischer natürlicher Waldvegetation:** vermittelt ein Bild der Baumartenstrukturen der Wälder und des Spektrums indigener Baumarten vor Beginn tiefgreifend landschaftsverändernder Landnutzungen (ursprüngliche Vegetation) und daraus entstandener vergangener natürlicher bzw. naturnaher realer Vegetation,
- **Ermittlung aktueller natürlicher Waldvegetationstypen:** durch Analyse, Abstraktion und Typisierung der Vegetation von Naturwäldern oder als naturnah eingeschätzter Waldbestände,
- **gedankliche Konstruktion der Potentiellen Natürlichen Vegetation (PNV):** eine hypothetische natürliche Vegetation (dabei die „höchstentwickelte“, also die des Schlußwaldstadiums als modellhafter Sollzustand), wie sie bei Wegfall menschlichen Einflusses unter den gegebenen ökologischen Bedingungen schlagartig vorhanden wäre.

Ökogramme, in denen Beziehungsgefüge zwischen ausgewählten ökologischen Faktoren oder komplexen Standorttypen und entsprechenden Vegetationstypen dargestellt werden, gestatten für Standorte mit vergleichbaren abiotischen Bedingungen, aber kulturbestimmten Waldbeständen oder aktuell vom Schlußwald abweichender Bestockung, Rückschlüsse auf entsprechende potentielle natürliche Vegetationstypen (PNV) und damit Baumartenkombinationen (Beispiele zu Ökogrammen vgl. MAYER 1986 für europäische Waldtypen, GIGAURI et al. 1987 für „Waldklimatope“ Kaukasiens, ELLENBERG 1996 für mitteleuropäische oder SCHMIDT et al. 1998 für sächsische Waldgesellschaften, RYSIN et al. 2000 für Nadelwaldtypen im Moskauer Gebiet). Bei derartigen Anwendungen der Ökogramme sind sowohl nutzungsbedingte Auswirkungen auf den konkreten Geo- und Biotop in

Vergangenheit und Gegenwart als auch biozönotische Interaktionen in Raum und Zeit (z. B. Sukzession, Wildeinfluß) zu berücksichtigen (vgl. SCHMIDT 1998).

2 Potentielle Natürliche Vegetation und Waldentwicklung

Das **Konzept der PNV** findet in der Forstwirtschaft und Landschaftsplanung breite Anwendung. Folgt man aber dem originären Denkansatz (TÜXEN 1956 und auf ihm fußende reformierte Definitionen) und nicht andersartigen Interpretationen (z. B. OTTO 1994, ELLENBERG 1996), so schreibt die PNV Zustände fest (Schlußwald) und schließt die Zeitdimension aus. Für die Waldbewirtschaftung und langfristige Waldentwicklung dürfen aber im Laufe der Sukzession sich ergebende Veränderungen des Geo- und Biotops sowie der Vegetation, auch Phasenmosaik und zufällige natürliche Störereignisse, nicht vernachlässigt werden. So sind z. B. neben Schlußwald-Baumarten die Pionier- und Zwischenwald-Baumarten einzubeziehen, was wesentlich u. a. im Interesse höherer Vielfalt, Elastizität und Stabilität sein kann. Bei der Unsicherheit zu erwartender Umweltveränderungen und sich wandelnder gesellschaftlicher Ansprüche ist damit ebenfalls eine größere Anpassungsfähigkeit gegenüber zukünftig eintretenden ökologischen und ökonomischen Bedingungen gegeben.

Deshalb wird eine „dem natürlichen Entwicklungspotential des aktuellen Biotops entsprechende Vegetation“ (kurz: **natürliches Vegetationspotential**, SCHMIDT 1997) als entscheidend betrachtet, die zwar von natürlichen Waldgesellschaften (Vegetationstypen der realen Vegetation) bzw. potentiellen Waldgesellschaften (PNV) abgeleitet wird, aber Abwandlungen berücksichtigt, die durch zukünftige natürliche (z. B. biotopbedingte oder sukzessionale) Entwicklungen und gegenwärtige Zustände (z. B. Nachwirkungen nutzungsbedingter Degradation, Regeneration aktueller Bestände) bedingt sind. Waldentwicklungstypen und Bestandes-Zieltypen aus sektoraler phytozönotischer Sicht liegen zwar „adäquate natürliche Vorbilder“ (z. B. durch Zuordnung bestimmter Vegetationstypen zu Standorttypen) zu Grunde, es müssen aber ebenso die konkrete Situation (aktuelle Baumartenstruktur und Verjüngung, Diasporenpotential etc.) wie zu erwartende, sich aus der Walddynamik ergebende und durch die ökologischen Reaktionsnormen der Baumarten bedingte Veränderungen einfließen (SCHMIDT 1998, WAGNER 2000). So betont THOMASIU (2000, S. 156), daß ökologisch begründete Ziele des Waldbaus „nicht nur von Resultierenden früherer Umweltkonstellationen“ (PNV von einst oder heute) abgeleitet werden dürfen, sondern „sich vielmehr an dem mit hoher Wahrscheinlichkeit unter zukünftigen Umweltkonstellationen ergebenden Attraktor der Ökosystementwicklung orientieren“ müssen.

Anwendungsbedarf und Anwendbarkeit des Konzeptes der PNV für die Waldbewirtschaftung in verschiedenen biogeographischen Regionen und ihren Biomen, in einzelnen Ländern oder Wirtschaftssystemen sind differenziert zu sehen; sie sind unter anderem abhängig

- von den Strategien der Waldbewirtschaftung (national wie international, vgl. Kriterien und Indikatoren nachhaltiger Waldbewirtschaftung nach dem Helsinki-Prozeß oder Einführung der Zertifizierung),
- von den Zielen (Waldfunktionen) und Verfahren (Waldbautechnologien) der Waldbehandlung,
- vom aktuellen Zustand der Wälder bzw. Forsten (Natürlichkeitsgrad bzw. Hemerobie, Entwicklungsstadium, Stabilität, natürliches Vegetationspotential, Wilddichte etc.),
- vom Waldökosystemtyp (geobiozönotische Strukturen und Funktionen, ökosystemspezifische Entwicklungsdynamik, naturbürtige Biodiversität etc.).

Im vorliegenden Beitrag steht die Vegetation im Mittelpunkt, wohl wissend, daß dies eine Vernachlässigung anderer, nicht minder wesentlicher Faktoren und Prozesse darstellt.

Der Bedarf einer Auseinandersetzung mit der PNV ist vor allem gegeben, wenn die aktuellen Waldbestände Ergebnis anthropogener Veränderung von Geo- oder Biotop sind und die Phytozönose von der natürlichen Waldvegetation abweicht (z. B. meso- bis euhemerobe Wirtschaftswälder, Forsten aus standort- oder gebietsfremden Baumarten), denn dann ergeben sich explizit Fragen nach

- der **Bewertung des Natürlichkeitsgrades bzw. der Hemerobie** (einschließlich der für den entsprechenden Vegetationstyp und seine Entwicklungsstadien charakteristischen Biodiversität),
- der **Formulierung von Entwicklungs- und Zieltypen der Waldbewirtschaftung** (insbesondere bei einem Waldumbau), die sich am Geotop- und Vegetationspotential orientieren.

3 Aspekte aktueller und potentieller natürlicher Vegetation in Natur- und Kulturwäldern ausgewählter Vegetationsgebiete Mittel- und Osteuropas

Ursachen und Grad der Abweichungen der aktuellen von der ursprünglichen Vegetation oder einer potentiellen Naturwaldvegetation in Europa sind vielfältig und regional differenziert. Einige Beispiele aus mittel- und osteuropäischen Vegetationsgebieten mit den Formationsgruppen Mesophytischer Nadel- und Laubwälder (vgl. D und F in der Karte der natürlichen Vegetation Europas, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2000) sollen exemplarisch die Problemstellung veranschaulichen.

Unterschiedliche ökologische Ausgangssituationen sind ebenso wie Art und Intensität der Waldbewirtschaftung und sonstiger anthropogener Einflüsse zu beachten. Auch bei gleichartigen Waldbausystemen wie Kahlschlagsystemen und vergleichbarer Artenstruktur der Baumschicht (Nadelbaum-Bestände) ergeben sich Unterschiede, z. B.

- sind die Auswirkungen von Kahlschlägen in Nadelwäldern der borealen Zone anders zu beurteilen als in Nadelforsten auf Standorten nemoraler Laub- und Mischwälder,
- können den Kahlschlägen Walderneuerungen über Naturverjüngung (mit/ ohne regulierende Eingriffe) oder Kunstverjüngung (mit/ ohne intensive Erziehung und Pflege) folgen, wobei der Anteil der Fichten-Naturverjüngungsflächen in mitteleuropäischen im Gegensatz zu nord- und osteuropäischen Ländern unter 20 % beträgt (SCHMIDT-VOGT 1991).

Der Waldzustand, die ökonomische und technologische Entwicklung im 19. Jahrhundert in Mittel- und Westeuropa einerseits sowie die ökologische und waldbauliche Anpassungsfähigkeit und Leistungsfähigkeit von *Picea abies* und *Pinus sylvestris* andererseits begünstigten die Ausbreitung dieser Arten weit über ihr natürliches Areal hinaus. Die Etablierung künstlich begründeter, gleichaltriger, im Kahlschlag bewirtschafteter Nadelbaum-Reinbestände in den vergangenen beiden Jahrhunderten erstreckte sich bis auf Standorte von Laubwäldern, in denen Kiefer und Fichte als Mischbaumarten nicht natürlich vorkamen (vgl. Anteil *Picea abies* von etwa 1/3 an der Waldfläche Nordrhein-Westfalens, Schleswig-Holsteins oder Belgiens, die außerhalb ihres natürlichen Areals liegen, SCHMIDT-VOGT 1977). Die Waldentwicklung in borealen Kiefern- und Fichtenwäldern ist wesentlich dynamischer als in diesen Kiefern- und Fichtenforsten, die den überwiegenden Anteil der aktuellen Wirtschaftswälder Mitteleuropas stellen, auch im Vergleich zu den unter ähnlichen ökologischen Bedingungen gedeihenden Fichtenforsten bzw. bewirtschafteten Fichtenwäldern der montanen und hochmontanen Stufe. Dies äußert sich in der natürlichen Verjüngung, der Sukzession nach Kahlschlag oder Windwurf, größerer Präsenz von Pionierbaumarten oder geringerer Beeinflussung durch Schalenwild. Auch sind natürliche Nadelwälder durch höhere Stabilität

ausgezeichnet (vgl. STOJKO 1965). So liegt das Ausmaß der Windwürfe in Nadelwäldern der Ural-Region deutlich unter den Werten in Mitteleuropa, Sturmereignisse sind von lokaler Auswirkung, verändern aber kaum regionale Zusammensetzung und flächige Struktur der Wälder (LÄSSIG & MOTSCHALOW 2000).

3.1 Vegetationsgebiete borealer Nadelwälder und hemiborealer Nadel- und Nadel-Laubwälder

- Vegetationsgebiet borealer Fichten- und Kiefernwälder

Abweichungen von der natürlichen Vegetation borealer Nadelwälder und ihrer nach natürlichen Störungen sich etablierenden Pionier- und Zwischenwälder sind insbesondere dann gegeben, wenn Großkahlschläge die natürliche Entwicklung unterbrechen oder das natürliche Maß an Feuerereignissen um ein Vielfaches durch anthropogene Waldbrände übertroffen wird (Häufigkeit der Brände in Rußland gegenwärtig etwa 10mal höher, ca. 70 % durch Menschen verursacht; SOFRONOV & VOLOTKINA 2000, ISSLEIB 2001). Dies spiegelt sich im **zunehmenden Anteil der Pionierbaumarten** (*Pinus sylvestris*, *Betula pendula* et *pubescens*, *Populus tremula*) **und abnehmenden Anteil der Fichten** (*Picea abies*, *P. x fennica*, *P. obovata*) an der Waldfläche westborealer Fichtenwälder Rußlands (Karelien, Oblast St. Petersburg, Oblast Archangelsk) seit etwa 1988 wider („Baumartenwechsel“; im Oblast Archangelsk auch Abnahme von *Abies sibirica*). Selbst bei künstlicher Begründung mit Fichten nach Kahlschlägen setzt eine Pionierwaldentwicklung ein, da zur Zeit kaum eine oder keine waldbauliche Behandlung stattfindet. In besser erschlossenen Waldgebieten mit intensiver forstlicher Bewirtschaftung wie im Oblast St. Petersburg wurden nach Kahlschlägen 1966-89 jährlich knapp 90 %, 1993-94 über 90 % der Fläche künstlich verjüngt. Inzwischen stieg auch hier die Naturverjüngungsfläche (1996 36 %) beträchtlich, und 34 % der insgesamt künstlich verjüngten Flächen gelten als „unbestockt“ (ISSLEIB 2001), da Pionierwald-Sukzession infolge ausbleibender Pflege einsetzt (obgleich die aus Sicht der Holznutzung als unattraktiv angesehene Pionierbaumart *Populus tremula* teilweise noch chemisch bekämpft wird).

Kahlschläge und Brände, die über das für boreale Wälder natürliche Ausmaß hinaus auftreten, bewirken nicht nur **Abweichungen von der natürlichen Vegetationsentwicklung**, sondern ebenso **in der Biodiversität**. Nach Kahlschlag in Torfmoos-Fichtenwäldern (Sphagno-Piceetum) führt die Sukzession über Birken-Pionierwälder, in denen sich nach kurzer Zeit Fichten-Naturverjüngung etabliert, langfristig zu Fichtenwäldern. Während Raum- und Altersstruktur der Baumschicht in den Sukzessionswäldern zunehmen, nimmt die Vielfalt in der Kraut- und Mooschicht ab, obwohl der sich einstellende Fichtenwald dem Primärwald ähnlich erscheint (NESHATAYEV & EGOROV 2000). Nach Sturmwurf in abgelegenen Gebieten, aber bedingt durch die heutige schwierige finanzielle Situation, die eine Beräumung und Aufforstung mit Kiefer und/ oder Fichten nicht zuläßt, ebenfalls auf besser durch den Forstdienst erreichbaren Waldflächen, entwickeln sich Pionierwälder, in die später Schlußwald-Baumarten wie die oben genannten Fichtenarten, Sibirische Tanne (*Abies sibirica*)



Abb. 1: Birken-Pionierwald mit eindringender Fichte (*Picea obovata*) im Südrural.

und/ oder Sibirische Zirbel-Kiefer (*Pinus cembra* subsp. *sibirica*) eindringen. Derartige Sukzessionen (Abb. 1) treten auch nach Bränden und selbst nach Kahlschlägen auf (vgl. SYRJÄNEN et al. 1994, LÄSSIG & MOTSCHALOW 2000, SCHMIDT 2002), obgleich es sich bei letzteren um künstliche, den natürlichen Störereignissen nicht homologe Eingriffe handelt. Die Regeneration läuft aber langsamer ab, und für Windwurfflächen typische Biotopelemente (Überhälter, stehendes Totholz, liegendes Moderholz, aufgeklappte Wurzelteller), die eine Verjüngung der Baumarten, räumliche Strukturvielfalt und Biodiversität fördern, fehlen.

- Übergangsgebiet hemiborealer Nadelwälder zu Linden-Eichenwäldern

Die Wälder im zentralen Teil des europäischen Rußland (Moskauer Gebiet bis Polesje) unterliegen seit Jahrhunderten starker Nutzung. Nach Rückdrängung der Primärwälder (zonale Waldvegetation: hemiboreale Fichten- und Kiefernwälder, Linden-Eichenwälder) durch Einschlag gelangten durch Sukzession Pionierwälder, besonders aus Birken und Aspe, zur Dominanz, bevor im 20. Jahrhundert durch Aufforstungen *Pinus sylvestris* und *Picea abies* (wieder) weitere Verbreitung fanden. Aus mehreren Zapovednik-Schutzgebieten (IUCN Protected Area Management Category Strict Nature

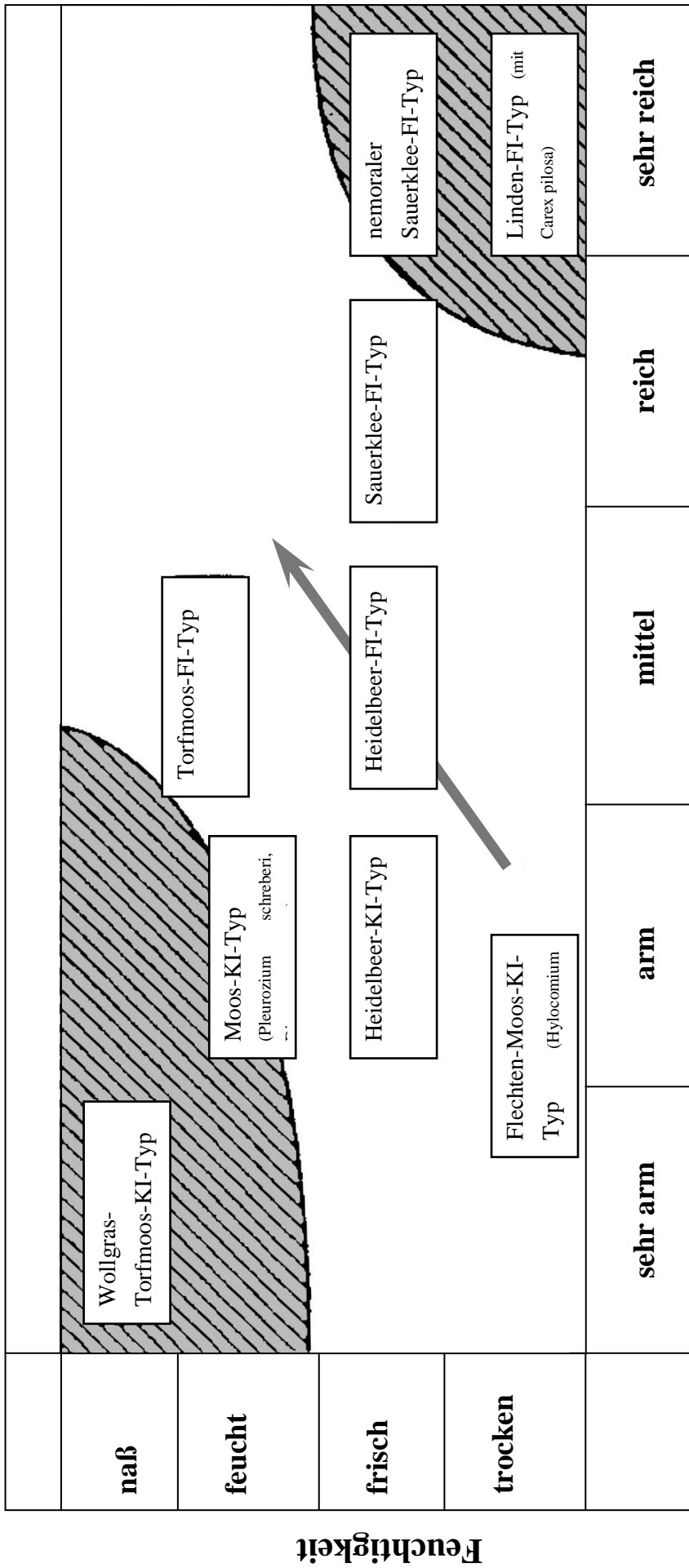
Reserve) oder Wäldern der Bewirtschaftungsgruppe I (Schutzwälder) liegen Untersuchungen zur Walddynamik bei ausbleibender Bewirtschaftung vor, die eine **Ausbreitungstendenz von *Picea abies*** in Pionierwäldern wie die Birken- und Aspen-, „Kleinblattlaubwälder“ (begleitet von einer Zunahme des Anteils borealer Arten in der Bodenvegetation; TIKHONOVA et al. 2000) oder Kiefernwälder (Abb. 2; RYSIN et al. 2000) belegen. Wenn auch 35 Jahre nach Einrichtung eines Schutzgebietes (Zapovednik auf den Oka-Terrassen), in dem forstliche Nutzung unterblieb, Kiefer und Birke (Aspe bereits stark zurückgegangen) noch in der Baumschicht dominieren, hat die Fichte durch Naturverjüngung bereits die Vorherrschaft im Unterwuchs übernommen, während Kiefer und Aspe sich kaum verjüngen (Abb. 3). Unter den nur vereinzelt in der Baumschicht vertretenen Baumarten des Breitlaubwaldtyps zeigen *Tilia cordata* und *Quercus robur* ein differenziertes Verhalten. Während die Stiel-Eiche sich nur geringfügig verjüngt, nimmt die Winter-Linde einen Anteil von fast 20 % des Unterstandes ein (KOLLEKTIV AVTOROV 2000).

Fazit: Im Gegensatz zu den durch Kahlschläge und erhöhte Frequenz von Waldbränden verursachten gegenwärtigen Tendenzen eines zunehmenden Anteils an Pionierwäldern (siehe 3.1), zeichnet sich in den letzten Jahrzehnten bei ausbleibender Bewirtschaftung eine Ausbreitung der Fichte ab, nicht nur in Pionierwäldern, teilweise auch in Kiefernwäldern, die als PNV angesehen wurden (vgl. RYSIN et al. 2000), oder in Kiefern- und Eichenwaldgebieten (D12a, F1a bzw. F4a) südlich der Verbreitungsgrenze des in der Karte der natürlichen Vegetation Europas (BOHN et al. 2000) ausgewiesenen hemiborealen Fichtenwaldgebietes (z. B. Neruso-Desnjanskoe Polese - vgl. Abb. 4, EVSTIGNEEV et al. 2001).

3.2 Vegetationsgebiete der Eichenmischwälder (Hainbuchen-, Linden-, Kiefern-Eichenwälder)

- Vegetationsgebiet der Winterlinden-Stieleichenwälder Rußlands

Am Westabfall des Südurals treten die östlichsten sommergrünen Breitlaubwälder Europas in Form von Winterlinden-Stieleichenwäldern (vgl. F4b in der Karte der natürlichen Vegetation Europas (BOHN, NEUHÄUSL et al. 2000) auf. In Schutzgebieten Baschkiriens sind Naturwälder erhalten, die eine volle Entfaltung der Vegetationsdynamik erkennen lassen. Dabei ist auffällig, daß **in der Zerfallsphase der Schlußwaldstadien** einzelne Alteichen vorkommen, aber **keine Naturverjüngung von *Quercus robur***. Auch in Baumsturzlücken entwickelt sich nur Verjüngung von *Tilia cordata*, *Acer platanoides* und *Ulmus glabra*. Eichenverjüngung ist allerdings in benachbarten Pionier- und Zwischenwäldern, die durch Sukzession nach großräumigeren störungsbedingten Lücken entstanden, nicht selten (Abb. 5-6, vgl. auch POPADYUK et al. 1995).



→ Verlauf der Sukzession im instabilen Waldtyp

- stabile Waldtypen
- instabile Waldtypen

Abb. 2: Ökogramm von Waldtypen der Kiefernwälder (KI) und Fichtenwälder (FI) in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Nährstoffgehalt mit Trend ablaufender Sukzession in den letzten Jahrzehnten (nach MASLOV 1990 aus RYSIN et al. 2000).

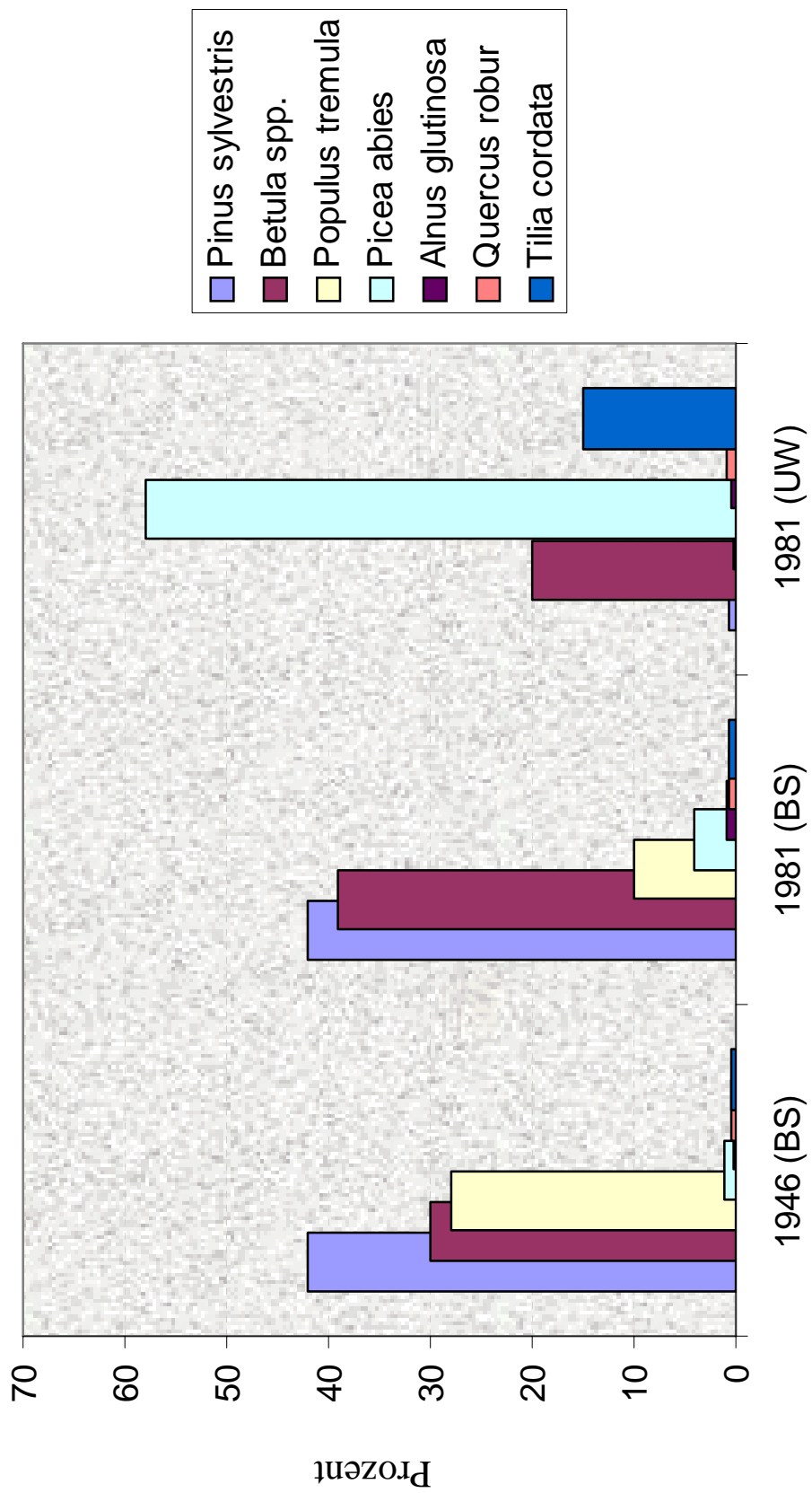


Abb. 3: Veränderungen im Verhältnis der von vorherrschenden Baumarten eingenommenen Waldfläche nach Baumschicht (BS) und Unterwuchs (UW) von 1946 bis 1981 im Prioksko-Terrasny Zapovednik (KOLLEKTIV AVTOROV 2000).

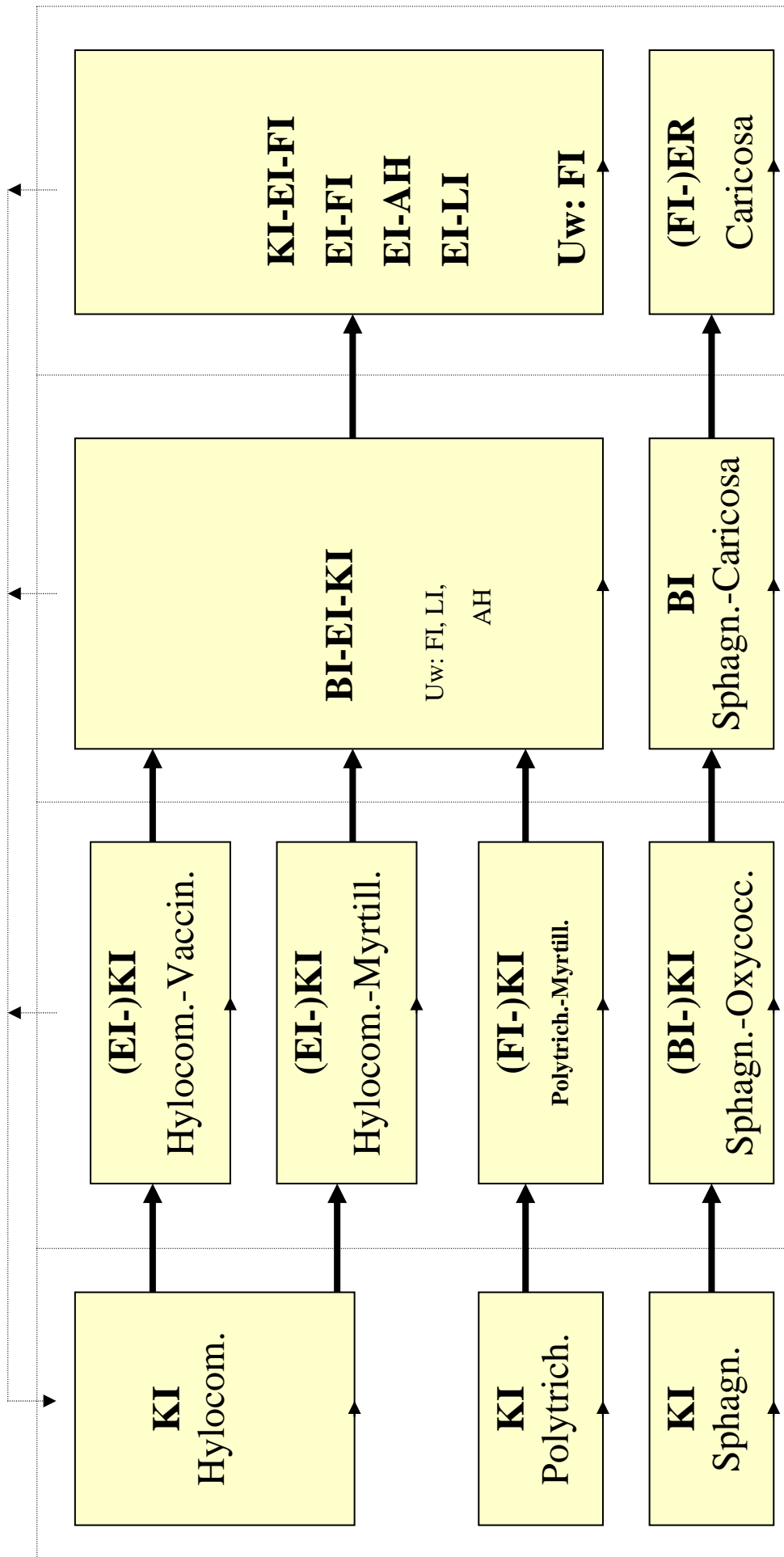


Abb. 4: Entwicklungsrichtungen der Sukzession (dicke Pfeile) bzw. zyklischer Abläufe in Kiefernbeständen verschiedener Standorte nach Waldbrand (oder Kahlschlag) mit nachfolgender Kiefern-Aufforstung (dünne Pfeile) im Neruso-Desnjanskoe Polese (Oblast Brjansk; EVSTIGNEEV et al. 2001, verändert).

AH *Acer platanoides*, BI *Betula pendula* et *pubescens*, EI *Quercus robur*, ER *Alnus glutinosa*, FI *Picea abies*, KI *Pinus sylvestris*, LJ *Tilia cordata*
 Caricosa, *Hylocomiosa*, *Myrtillosa*, *Oxycoccosa*, *Polytrichosa*, *Sphagnosa*, *Vacciniosa* – Bodenfeuchte und Trophie widerspiegelnde Waldtypen russischer geobotanischer Schule

- Vegetationsgebiet mittel- und osteuropäischer Hainbuchen-Eichenwälder

In Eichenbeständen der ukrainischen Vorkarpaten (Oberer Dnistr, Oblast Lwiw) wurden Untersuchungen zur Auswirkung verschiedener forstlicher Bewirtschaftungsformen und von Beweidung auf die Vegetation im Vergleich zu naturnahen, nicht mehr genutzten Beständen auf vergleichbaren Standorten (hoch anstehendes Grundwasser, Pseudogley) durchgeführt (SCHMIDT et al. 2001). Obwohl als PNV Hainbuchen-Stieleichenwälder (*Carex brizoides*-Untergesellschaft; laut ukrainischer Waldtypologie Quercetum [roboris] franguloso-caricosum [brizoides], Quercetum caricosum [brizoides] und Carpineto-Quercetum caricosum [brizoides]) zu postulieren sind, tritt **kaum oder keine Eichenverjüngung** auf. Am höchsten ist die Stückzahl der Eichenverjüngung in den beweideten, dadurch kaum eine Strauchschicht aufweisenden und lichterem Randbereichen. Der Versuch, die Verjüngung der Eiche durch „Schmalkahlschläge nach KORNAKOWSKI“ zu fördern, was auf terrestrischen Standorten in Eichenwäldern der Ostukraine zur Verjüngung führen soll (ČERNJAVSKI mündl.), erbrachte nicht das erwartete Ergebnis. Die flächendeckende Ausbreitung und Konkurrenz von *Carex brizoides* erzwang die künstliche Begründung eines neuen Bestandes (wobei allerdings nicht Eichen, sondern Lärchen gepflanzt wurden).



Abb. 5: Baumsturzlücken im Schlußwaldstadium von Winterlinden-Stieleichenwäldern am Ostrand des europäischen Breitlaubwaldareals ohne Verjüngung von *Quercus robur* (Westabhang des Südurals).

Fazit: In Vegetationsgebieten, in denen Eichenmischwälder (Stieleichen-Hainbuchenwälder, Winterlinden-Stieleichenwälder) als PNV ausgewiesen sind, tritt in Schlußwaldstadien kaum oder keine Naturverjüngung auf. Die Verjüngung der Eiche (*Quercus robur*) erfordert eine Mindestgröße an „Lücken“, aber unter bestimmten Standortbedingungen sind offensichtlich auch Störereignisse erforderlich, die das Aufkommen der Verjüngung ermöglichen.

Auf der Karte der natürlichen Vegetation Europas (BOHN et al. 2000) als **Eichen-Hainbuchenwälder**

ausgewiesene ostdeutsche Gebiete werden in neuester Zeit überwiegend als **potentielle Buchenwälder** betrachtet. *Fagus sylvatica* kann weiter auf unter- und überdurchschnittlich wasserversorgte Standorte reichen als in der Vergangenheit angenommen. Wenn Buchenwälder als PNV heute dort kartiert werden, wo Carpineten aktuell vorkommen oder traditionell angenommen wurden (z. B. in Altsiedellandschaften der Lößgebiete), so bedeutet dies für die Waldbewirtschaftung nicht, daß überall Buchen den Ziel-Bestandestyp beherrschen müssen. Haben auch Hainbuchen-Eichenwälder oder aktuelle Buchen- und Birken-Eichenbestände oft Zwischenwaldcharakter, so kann **Eichenwirtschaft** trotz einer PNV, die sicher oder mutmaßlich einen Buchenwald darstellt, hier sinnvoll sein (z. B. Wertholzerziehung). Stellt sich Buche auf natürlichem Wege ein oder wurde sie sogar als „dienende Baumart“ im Unterbau bewußt eingebracht, dann sollte nicht gegen sie gearbeitet, sondern sie in die waldbauliche Behandlung einbezogen werden.



Abb. 6: Aspen-Pionierwald im Übergang zum Zwischenwald mit *Quercus robur* im Unterwuchs (in Nachbarschaft des Winterlinden-Stieleichenwaldes von Abb. 5).

3.3 Vegetationsgebiet oligo- bis mesotraphenter Buchen- und Buchenmischwälder

Ehemalige Areale bodensaurer Buchenwälder und Buchenmischwälder des Berglandes (frühere natürliche Vegetation z. B. sub- bis hochmontane Höhenformen des Luzulo-Fagetum, Luzulo-Abietetum, Calamagrostio villosae-Fagetum) sind nicht selten großflächig und bereits langfristig (teils etwa zwei Jahrhunderte) mit sich inzwischen natürlich verjüngenden Fichten-Reinbeständen (heutige reale Vegetation) bestockt. In höheren Lagen (Fichten-Buchen- bis Fichten-Stufe) sind aktuelle Fichtenforsten von naturnahen Fichtenwäldern (Calamagrostio villosae-Piceetum) oft kaum noch zu unterscheiden (vgl. STÖCKER 1997 für den Hochharz). Fichtenforsten können durch ihre ökologischen Wirkungen auf den Geo- und Biotop sowie ihr Verjüngungspotential bedingen, daß die **PNV wesentlich „fichtenreicher“ als die ursprüngliche Vegetation** ist. Sturmgeworfene Fichtenbestände in der Buchen-Tannen-Stufe des Nordschwarzwaldes entwickeln sich zu wiederum fichtendominierten Folgebeständen (FISCHER 1998, REIF 2000). Duldet intensive forstliche Bewirtschaftung außer der Fichte keine anderen Baumarten (kein Belassen von Überhältern, Entnahme natürlich aufkommender Laubbäume durch Waldpflege), so kann das Reproduktionspotential sonstiger standortheimischer Baumarten fehlen. Die heutige PNV (nach TÜXEN 1956) derartiger Standorte ehemaliger Buchen- oder Tannen-Bergmischwälder wäre, resultierend aus anthropogener Florenveränderung und verwehrtem Zugeständnis an Entwicklungszeiträume, ein Fichtenwaldtyp, was infolge eingeschränkter Vielfalt potentieller Baumarten keineswegs im Interesse naturnaher Waldbewirtschaftung liegt. Lassen wir die Zeitdimension und damit Sukzessionsprozesse mit langfristiger Einwanderung von Baumarten (z. B. von Buche und Tanne) zu, akzeptieren also **das natürliche Vegetationspotential** (siehe unter 2) als Ansatz für die Postulierung eines Soll-Zustandes, dann ist **ein Buchenmischwald** mit Tannen und Fichten (einschließlich entsprechender Sukzessionsstadien) Zieltyp der Waldentwicklung. Partielle Auflösung und Zusammenbruch der Fichtenforsten (alters- und störungsbedingt) sowie Diasporeneintrag lassen sogar die Annahme naturnaher Wälder zu, die den Waldgesellschaften naturnah erhaltener Biotope nahekommen, wenn sie auch infolge eingetretener und während ihrer Regeneration eintretender Geotop- und Florenveränderungen nicht identisch wären. Insbesondere würde herzynischen Bergmischwäldern im Areal der ursprünglichen Tannen-Fichten-Buchenwälder in weiten Teilen (z. B. Sachsen) die Weiß-Tanne (*Abies alba*) fehlen. Infolge nicht oder unzureichend vorhandenem Reproduktions- und damit Entwicklungspotential wäre sie kein Element der heutigen PNV. Wenn die Baumart in der vergangenen natürlichen Vegetation präsent war, die Biotopbedingungen es zulassen und nur Diasporensperder fehlen, wird es als legitim angesehen, sie bei der Postulierung von Zieltypen der Waldentwicklung zu berücksichtigen. Um ihr als Mischbaumart (wieder) eine Chance zu geben und sie nicht nur als Objekt des Artenschutzes zu erhalten, sind aber Förderungsmaßnahmen oder Wiedereinbringung (Pflanzung aus gleichem Herkunftsgebiet stammender Genotypen) unerlässlich.

Literatur

ANDRES, S. & HOFMANN, G. (1996): Erforschung des ökologischen Wandels - Voraussetzung für künftige Waldbewirtschaftung. – Mitt. Bundesforschungsanst. Forst- u. Holzw. Hamburg 185: 129-139.

- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Vol. 2: Legende/Legend; Vol.3: Karten/Maps. – Münster (Landwirtschaftsverlag); Vol. 2: 153 S.; Vol. 3: 9 Karten/Maps.
- BONN, S. (2000): Konkurrenzdynamik in Buchen/Eichen-Mischbeständen und zu erwartende Modifikationen durch Klimaänderungen. – Allg. Forst- u. J.-Ztg. 171: 81-88.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl. – Stuttgart (Ulmer).
- EVSTIGNEEV, O.I.; POMAZ, V.L.; KOROTKOV, V.N. & ROMANOVSKI, A.M. (2001): Mechanisms and directions of demutations in forest vegetation on the watersheds. – Ukrain. Phytocenotic J., Ser. A, 17: 113-120.
- FISCHER, A. (Hrsg.) (1998): Die Entwicklung von Waldbiozönosen nach Sturmwurf. – Landsberg (ecomед).
- GIGAURI, G.N.; MAHATADZE, L.B. & URUŠADZE, T.F. (1987): Sosnovye lesa Kavkaza. – Tbilisi (Sabčota Sakartvelo).
- ISSLEIB, M. (2001): Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung in Nordwest-Rußland. – Tharandt (Diss. TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften).
- KAISER, T. & ZACHARIAS, D. (1999): Eine anwendungsorientierte Definition der potentiellen natürlichen Vegetation als Ergebnis der Fachtagung „Die potentielle natürliche Vegetation - Bedeutung eines vegetationskundlichen Konzeptes für die Naturschutzpraxis“. – NNA-Ber., Schneverdingen 12: 46-47.
- KOLLEKTIV AVTOROV (2000): Ozenka i sohranenie bioraznoobrazija lesnogo pokrova v zapovednikah Evropejskoj Rossii. – Moskva (Naučny mir).
- LÄSSIG, R. & MOTSCHALOW, S.A. (2000): Waldforschung - Folgen von Windwürfen. – In: Eidgen. Forschungsanstalt WSL (Hrsg.): Naturwerte in Ost und West. – Forum für Wissen 2000, S. 37-45.
- LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. – Flora 192: 379-391.
- MAYER, H. (1986): Europäische Wälder. – Stuttgart, New York (Fischer).
- NESHATAYEV, V.YU. & EGOROV, A.A. (2000): Changes of the plant species diversity of the Sphagnum rich spruce forests after cutting. – In: RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES: Biodiversity and Dynamics of Ecosystems in Northern Eurasia. Vol. 4, p. 1: 76-77.
- OTTO, H.-J. (1994): Waldökologie. – Stuttgart (Ulmer).
- POPADYUK, R.V.; SMIRNOVA, O.V. & ESTIGNEEV, O.I. et al. (1995): Current state of broad-leaved forests in Russia, Belorussia, Ukraina: historical development, biodiversity, structure and dynamic. – Pushchino (Russian Academy of Sciences).
- REIF, A. (2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. – Z. Ökologie u. Naturschutz 8 (1999/2000): 239-250.
- RYGIN, L.P.; ABATUROV, A.V. & SABELJEVA, L.I. et al. (2000): Dinamika hvojnih lesov Podmoskovja. – Moskva (Nauka).
- SCHMIDT, P.A. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung - Ein gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft? – Naturschutz u. Landschaftsplanung 29: 75-82.
- SCHMIDT, P.A. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? – Forstw. Cbl. 117: 193-205.
- SCHMIDT, P.A. (2002): Picea abies (L.) KARST. - Europäische Fichte. Picea obovata LEDEB. - Sibirische Fichte. – In: SCHÜTT, P. et al.: Enzyklopädie der Holzgewächse. – Landsberg (ecomед); 28. Erg. Lfg. 7 (02): 1-18; 30. Erg. Lfg. 12 (02): 1-14.
- SCHMIDT, P.A.; GNÜCHTEL, A.; WAGNER, W.; DRECHSLER, M.; MIHM, M. & KÖHLER, S. (1998):

Zuordnung der natürlichen Waldgesellschaften zu den Standortformengruppen (Ökogramme). – Schr.-R. Sächs. Landesanstalt Forsten 15: 1-19.

- SCHMIDT, P.A.; ČERNJAVSKI, M.; GLASER, T.; HENYK, JA. & JAŠČENKO, P. (2001): Waldvegetation und ökologische Waldentwicklung. In: Ökologische Analyse und naturschutzfachliche Bewertung der Region des oberen Dnister als Modell für die Entwicklung einer Flußlandschaft in Osteuropa. – Tharandt (BMBF/UNESCO-Verbundprojekt. Projektbericht; Mskr.).
- SCHMIDT-VOGT, H. (1977, 1991): Die Fichte. Ein Handbuch in zwei Bänden. Bd. I (1977), Bd. II/3 (1991). – Hamburg u. Berlin (Parey).
- SOFRONOV, M.A. & VOLOTKINA, A.V. (2000): Destructive and stabilizing role of fires in the forest ecosystems in Northern Eurasia. – In: Russian Academy of Sciences: Biodiversity and Dynamics of Ecosystems in Northern Eurasia. – Vol. 4, p. 1: 133-115.
- STÖCKER, G. (1997): Struktur und Dynamik der Bergfichtenwälder im Hochharz. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 139: 31-61.
- STOJKO, S.M. (1965): Příklad vztahů mezi lesy a vodami v Karpatách a měření boje s nimi. – Lesné hospodárstvo 9: 12-15.
- SYRJÄNEN, K.; KALLIOLA, R.; PUOLASMAA, A. & MATTSSON, J. (1994): Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. – Ann. Zool. Fennici 31: 19-34.
- THOMASIUS, H. (2000): Wandel und Wege des Waldbaus. – Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. Forest Sciences Beih. 1: 134-169.
- THOMASIUS, H. & SCHMIDT, P. A. (1996): Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. – Bonn (Economica).
- TIKHONOVA, E.V.; NOSOVA, L.M. & BELOSHAPKOVA, V.A. (2000): Vegetation dynamics in the central part of the Russian Plain. – In: Russian Academy of Sciences: Biodiversity and Dynamics of Ecosystems in Northern Eurasia. – Vol. 4, p. 1: 127-128.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoziol. 13: 5-42.
- WAGNER, S. (2000): Zukünftige Schwerpunkte waldbaulicher Forschung. – Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. Forest Sciences Beih. 1: 112-133.

Anschrift des Autors:

Prof. Dr. Peter A. Schmidt
TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften,
Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz,
01737 Tharandt
DEUTSCHLAND
E-Mail: Schmidt@forst.tu-dresden.de

Forest Ecosystems in a Changing Environment: Growth Patterns as Indicators for Stability of Norway Spruce Forests within and beyond the Limits of their Natural Range

Waldökosysteme in einer sich verändernden Umwelt: Wachstumsmuster als Indikatoren für die Stabilität von Fichtenwäldern innerhalb und außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets

HANS-PETER KAHLE, RÜDIGER UNSELD & HEINRICH SPIECKER

Abstract

Norway spruce is one of the most common and economically important tree species in northern and central Europe. Its area has expanded far beyond the limits of its natural range. Changes in climatic conditions such as changes in the frequency and intensity of extreme warm and dry weather may seriously affect Norway spruce growth. We hypothesised that especially sites outside of its natural distributional range might be under risk. In the present paper, we were able to demonstrate that indeed sensitivity of radial growth of Norway spruce to changing weather conditions is significantly increased on sites outside of its natural range.

Zusammenfassung

Die Fichte (*Picea abies* L. Karst.) ist eine der häufigsten und wirtschaftlich bedeutsamsten Baumarten in Nord- und Mitteleuropa. Ihr Verbreitungsgebiet hat sich weit über die Grenzen ihres natürlichen Vorkommens ausgedehnt. In Gebieten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitung wird das Fichtenwachstum in einem stärkeren Maße durch Veränderungen der klimatischen Bedingungen sowie Veränderungen hinsichtlich Häufigkeit und Intensität von extrem warmen und trockenen Wetterlagen beeinflusst. Es konnte gezeigt werden, daß die Fichte in Gebieten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitung sensitiver auf Witterungsschwankungen reagiert als auf Standorten innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets.

1 Natural and actual range of Norway spruce in Central Europe

In Scandinavia, the Baltic and parts of Russia, natural Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) dominated forest types cover extensive contiguous areas, whereas the largest area in Central Europe in the Alps is discontinuous (Figure 1). The few other natural ranges of Norway spruce are enclaves in lower mountain regions such as in the Black Forest, the Harz, the Bavarian Forest and the Ore Mountains. Those forest types in Central Europe where Norway spruce plays a major role are classified as montane spruce and fir forests (BOHN et al. 2000). In these forests Norway spruce and silver fir (*Abies alba* Mill.) are the dominant tree species, accompanied by European beech (*Fagus sylvatica* L.) and admixed with sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.), and other broadleaved tree species.

In many central and northern European countries the area of Norway spruce has expanded far beyond the limits of its natural range (SPIECKER 2000). In Baden-Württemberg for example 44.7 % (626.000 ha; HRADETZKY 1995) of the forest land is covered by Norway spruce. Forest types with naturally high Norway spruce percentages would only cover 16.8 % (105.000 ha) of the land surface

in this region (data based on BOHN et al. 2000). This expansion was caused by the increased importance of Norway spruce as a readily established, fast-growing tree species with a wide ecological potential and its high potential to produce valuable timber.

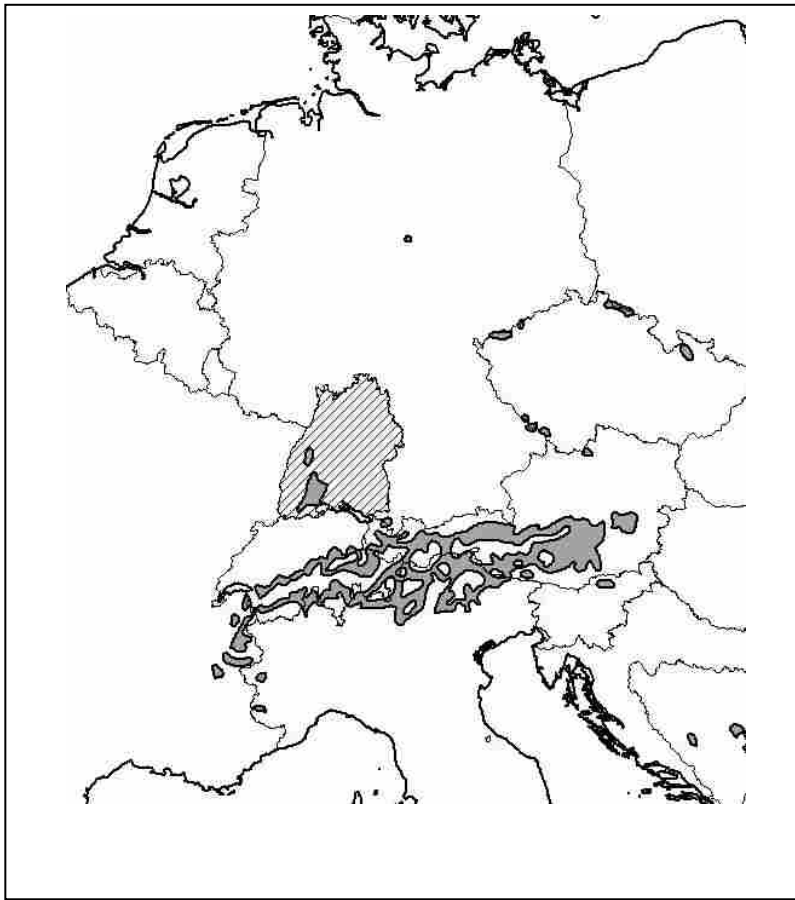


Figure 1: Natural range of Norway spruce (grey background) in Central Europe. Baden-Württemberg with diagonal lines (BfN, 2000)

Some of the major factors limiting its natural range are climatic conditions such as drought periods in summer, frost dryness and late frost (SCHMIDT-VOGT 1991). At the xerothermic limits of its natural range, Norway spruce grows on moist northern slopes and in areas where summer precipitation is relatively high.

2 Growth patterns as indicators for stability of Norway spruce

In Baden-Württemberg, suitable conditions are available to analyse growth of Norway spruce both within and outside its natural range: on the one hand there is a large area with a natural occurrence of Norway spruce in the Black Forest; on the other hand this region, due to its rich topography, is characterized by a wide range of sites with distinctly different climatic, geological and pedological conditions where Norway spruce can be found today. In most parts of northern Baden-Württemberg altitude and precipitation are lower, but the soils are more clay-rich than in the southern parts. The Black Forest is characterized by more or less acidic geological formations and higher precipitation.

Today much information about the natural resources and conditions in Baden-Württemberg is available in form of regionalized variables maintained in geographical databases. This offers the

possibility to apply geostatistical methods to analyse spatial patterns and relationships between, e.g., geology, soil, climate and growth patterns of Norway spruce. The retrospective growth data we have used for this study have been derived from stem analyses of Norway spruce sampled on a systematic 4 km x 4 km grid in Baden-Württemberg, comprising altogether more than 3,000 sample trees. Tree-ring and foliar-nutrient analyses as well as a soil inventory on a subset of the grid points have been conducted in 1983 and 1988 by the Forest Research Centre Baden-Württemberg, FVA (EVERS & SCHÖPFER 1988; HILDEBRAND & SCHÖPFER 1993; FVA 1999). The analyses described in the following chapter give an overview on the growth behaviour of Norway spruce in a spatial and temporal perspective. Based on these findings, conclusions are drawn regarding the stability of Norway spruce under changing environmental conditions.

3 Results

3.1 Site classification

According to their site and location, the analysed Norway spruce sample trees were classified into the four most widespread main forest formations in Baden-Württemberg (Table 1). The dominant potential natural vegetation (PNV) in Baden-Württemberg are “beech and mixed beech forests” (PNV-Code 3). Most of the sample trees are classified into this formation. Nearly 200 trees were sampled in the area of natural “spruce and fir forests” (PNV-Code 7). The topographic and bioclimatic conditions in this area are distinctly different from those in the other formations: the average altitude is close to 900 m a.s.l., mean temperature during the growing season (May to September) is significantly lower and mean seasonal precipitation sum is significantly higher.

Table 1: Number of Norway spruce sample trees classified into the four most widespread forest formations of the potential natural vegetation (PNV) and corresponding average altitude, mean seasonal temperature and mean seasonal precipitation sum.

Forest formation (PNV)		Oak forests	Beech forests	Oak-Hornbeam forests	Spruce and Fir forests
PNV-Code		1	3	4	7
Sampled spruce trees	N	36	1850	163	194
Average altitude	m	481	607	424	873
Mean seasonal temperature (May-Sept., 1961–1990)	°C	14.4	14.0	14.9	12.3
Mean seasonal precipitation sum (May-Sept., 1961–1990)	mm	390	500	410	580

3.2 Comparison of physical soil and foliar nutrition properties

The box plots in Figures 2 to 6 illustrate the distribution of three important growth-influencing factors among the different PNV formations, according to water-supply, maximum rooting depth, plant available soil water storing capacity and potassium content in needles.

In addition to the soil and foliar nutrition factors, the corresponding box plots for the site index (mean annual volume increment at base age 100 years, $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) and the mean sensitivity of annual radial increment of the Norway spruce sample trees are given. The site index is an indicator for the site productivity of forest stands, in this case according to the yield table of WIEDEMANN (1957).

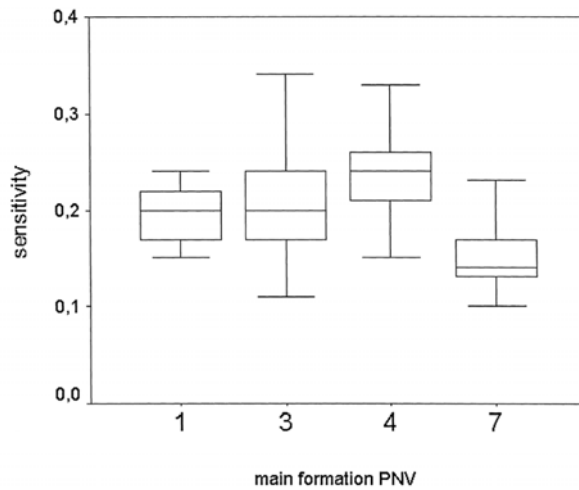
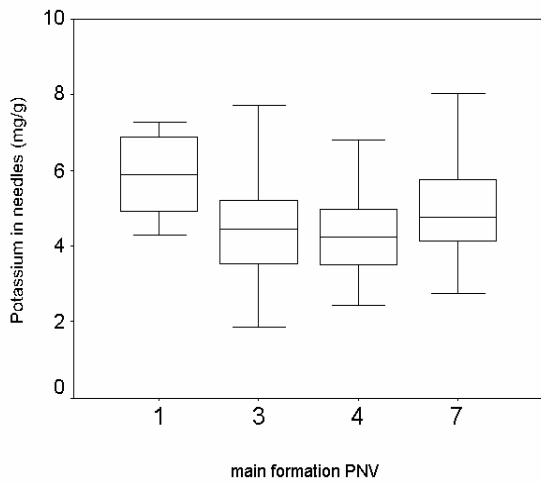
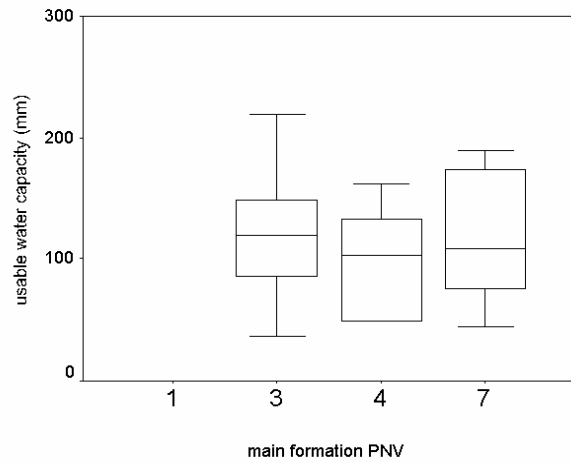
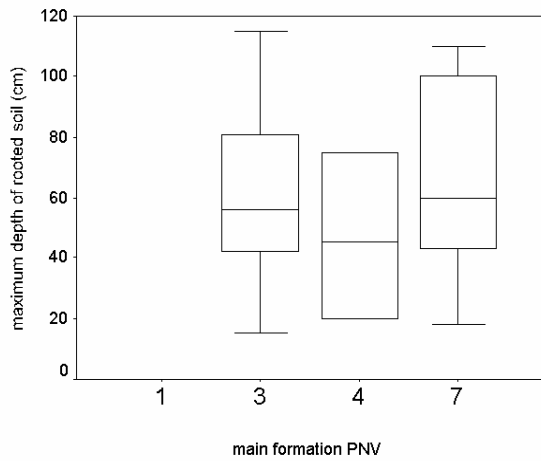
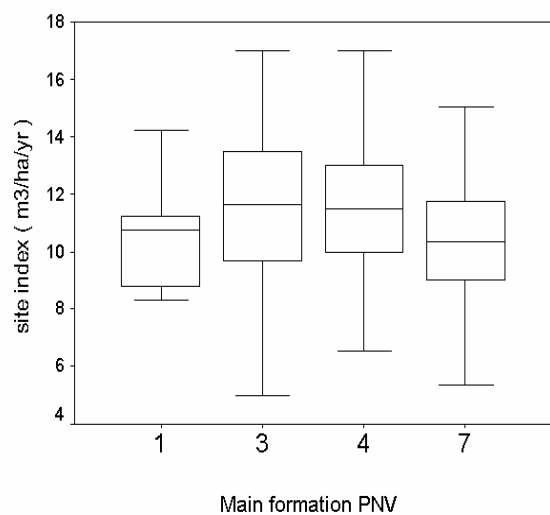


Figure 2-6: Box-Plots with median values (horizontal line), 50-(box) and 75-(whisker) percentiles of maximum rooting depth, plant available soil water storing capacity, potassium concentration in needles and mean sensitivity of annual radial increment as well as site index of spruce trees (mean annual volume increment according to yield table Wiedemann, 1957) classified in different main formations of PNV in Baden-Württemberg.

PNV-Code: 1: oak forests, 3: beech forests, 4: oak-hornbeam forests, 7: spruce and fir forests.



The mean sensitivity is a measure of the mean relative change between subsequent radial increments (SCHWEINGRUBER, 1988).

Differences between the median values were tested by ANOVA (Duncan-Test) and the Kruskal-Wallis-Test in case of inhomogeneous variances. The physical soil factors for the “oak forest” type (PNV-Code 1) were left out in the figures because soil information was not available in all plots and the number of sample trees was too small for a meaningful calculation.

On sites within the natural distributional range of Norway spruce (PNV-Code 7), the soils are further developed and on average the trees tend to root deeper than on “oak-hornbeam forest” sites. However the median values of the maximum rooting depth among the analysed main forest formations were not significantly different.

The depth of the rooting zone is an important determinant for the plant available water storing capacity of the soil. Therefore the corresponding box plots are similar. However it can be observed that the plant available soil water storing capacity at the “oak-hornbeam forest” sites is not as different as the rooting depth. This is attributed to the enhanced clay fraction in these soils. Soils in “spruce and fir forest” sites in Baden-Württemberg often are characterized by a remarkable sand fraction which leads to a reduced water capacity.

Potassium is an important macro nutrient which affects the drought stress susceptibility of conifers (BRÜNING 1959). An important indicator for the level of potassium supply is the potassium concentration of the needles. The box plots show that spruce trees in the area of their natural range have higher foliar potassium contents than spruce in the beech-dominated areas. However the highest contents are found in spruce needles on sites naturally dominated by oak. For this parameter the difference of the median values between PNV-Code 1 and 3 is significant. This finding is remarkable since natural oak and natural spruce forests in Baden-Württemberg often grow on acid soils with low cation content (widespread soil types are podzols or acid brown-earths). But the observation can be explained under the consideration of an antagonism between potassium and calcium (BRÜNING 1959) and therefore on typical lime soils like on the Swabian Alb or the foothill zone of the Alps (mostly PNV-Codes 3 and 4) potassium is taken up by spruce less strongly as on acid soils.

The site index reflects the productivity of the Norway spruce stands on the different site types. The median productivity of the investigated sample trees among all areas lies between 10.2 and 11.7 m³ of wood per hectare and year. Although Norway spruce experiences some unfavourable conditions in its natural area, such as a shorter growing season as in the other areas, the growth index is not significantly lower than on warmer sites. Obviously higher precipitation compensates this growing factor (see also Table 1).

The mean sensitivity of the annual radial increment is calculated over the period 1922 to 1983. A high value on the average indicates rapid and strong changes of radial increment between subsequent years. The median value of the Norway spruce sample trees in their natural range is significantly lower than in the other classes. The sensitivity in the “oak-hornbeam forest” is highest although the values of the plant available water storing capacity of the soil or the supply with potassium on average were quite similar.

3.3 Comparison of spatial patterns

In order to compare spatial patterns between the variables of interest, continuous maps were calculated using Kriging on the basis of the available point information (MATHERON 1955; 1963). As a meaningful parameter for the behaviour of the diameter growth of trees, the mean sensitivity was chosen. This variable is compared with the spatial pattern of the mean precipitation during the growing season. The spatially interpolated monthly precipitation data have been provided by the German Weather Service (see MÜLLER-WESTERMEIER 1998).

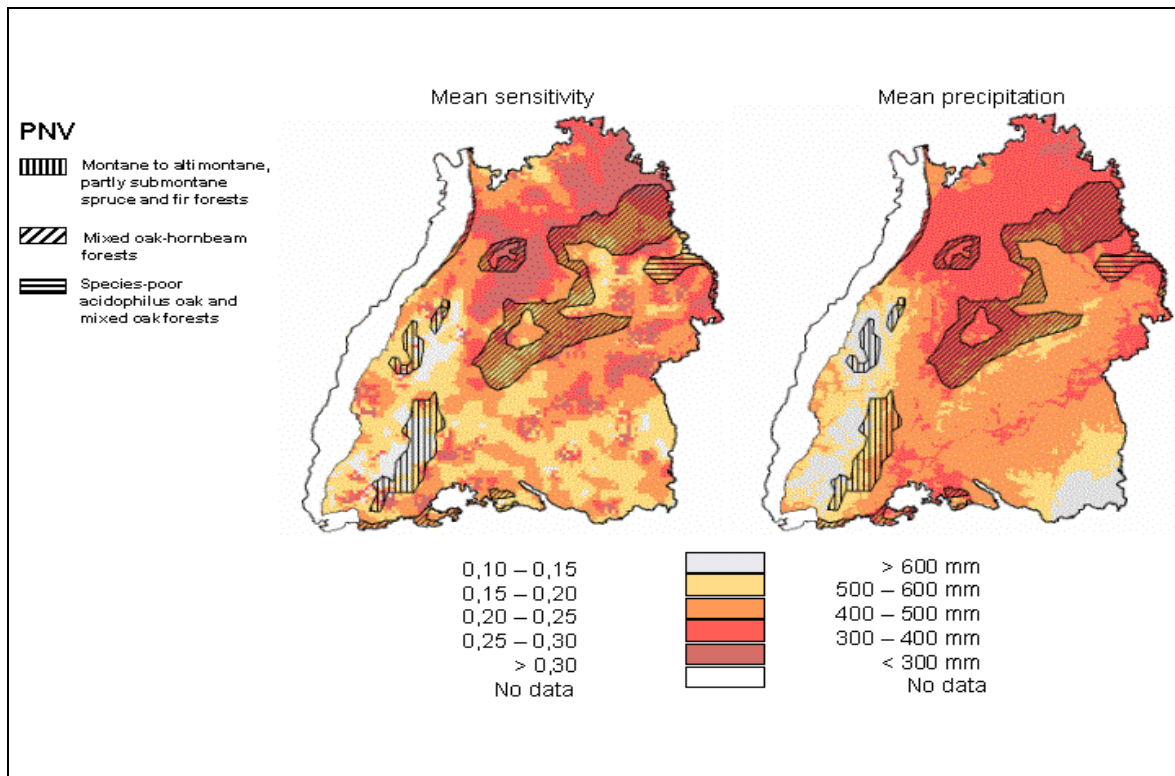
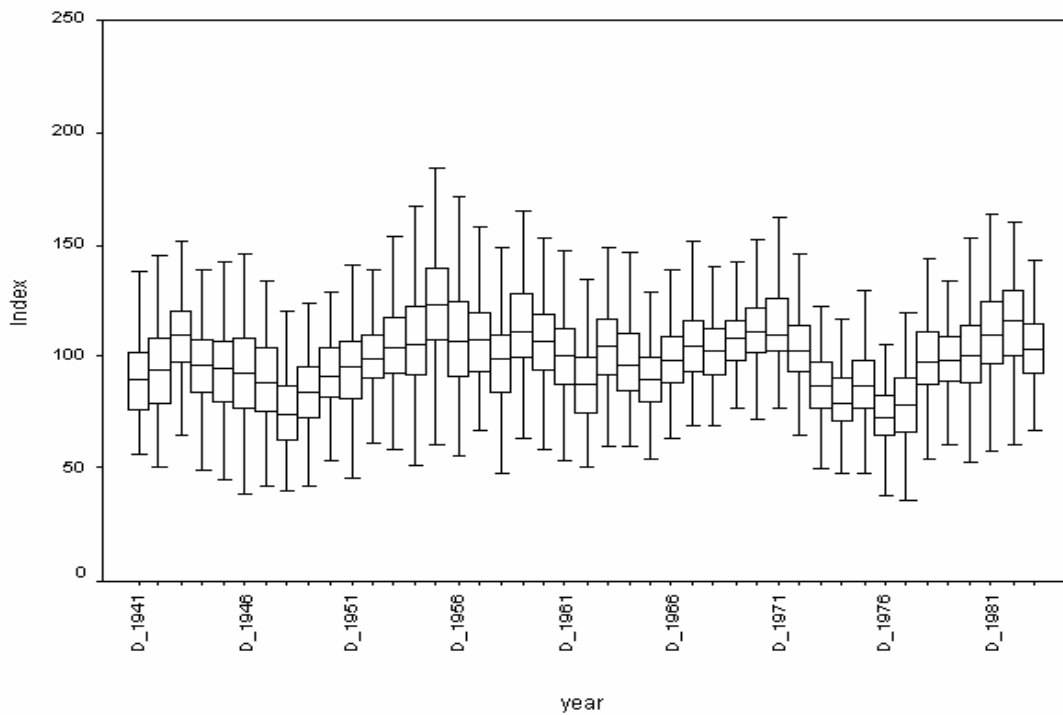


Figure 7: Mean sensitivity of radial increment of Norway spruce (Forest inventory TWI 1983 and 1988), mean growing season precipitation (May-September) (DWD, 1999) and important main formations of PNV (BOHN et al. 2000/2003) in Baden-Württemberg.

When comparing the two maps in Figure 7 close interrelations can be recognized: in the north of Baden-Württemberg (Neckarland) mean sensitivity is highest and precipitation is lowest. In the area of the natural range of Norway spruce seasonal precipitation is high and mean sensitivity is low. Smaller structures with higher sensitivity values can be found embedded in the Black Forest. These are larger river valleys which drain the Black Forest to the river Rhine.

The seasonal precipitation has a decisive effect on the mean sensitivity of Norway spruce, whereas micro- to meso-scale site factors such as hillside, aspect or differences in the soil-type are of secondary importance.

PNV: Montane spruce and fir forests



PNV: Mixed oak-hornbeam forests

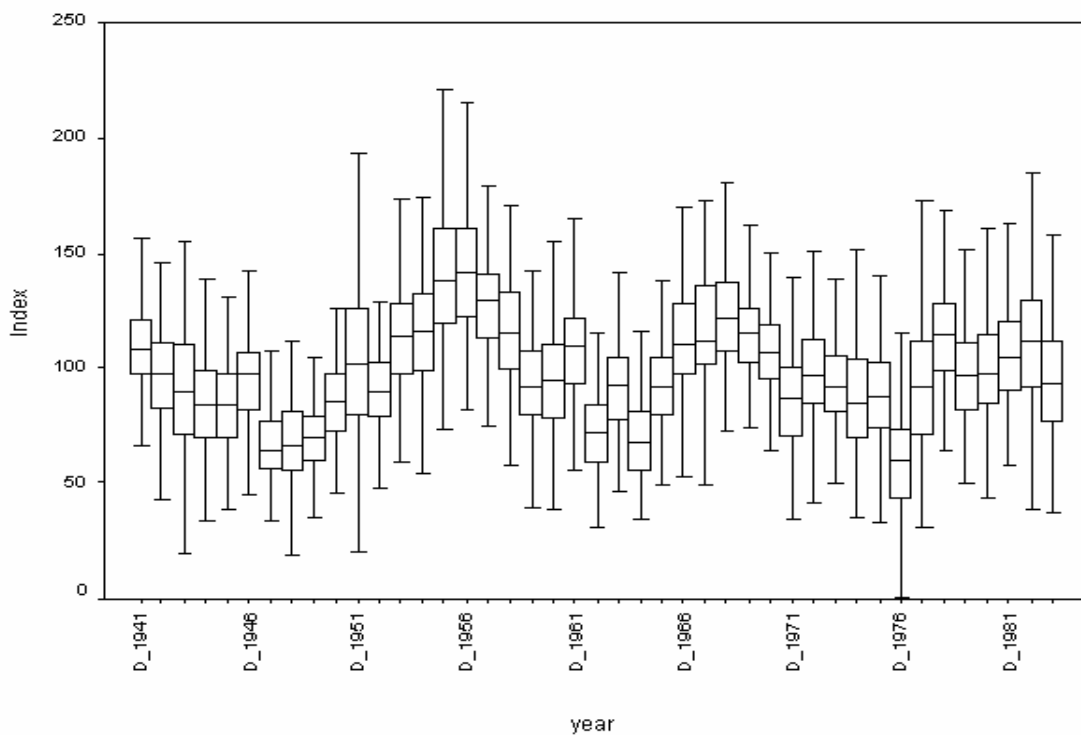


Figure 8/9: Time series of radial increment indices (%) of Norway spruce sample trees growing on sites within their natural distributional range (above) and on sites in the area with natural potential vegetation of mixed oak-hornbeam forests (below) as box-plots with median values, 50 (box) and 75 (whisker) percentiles.

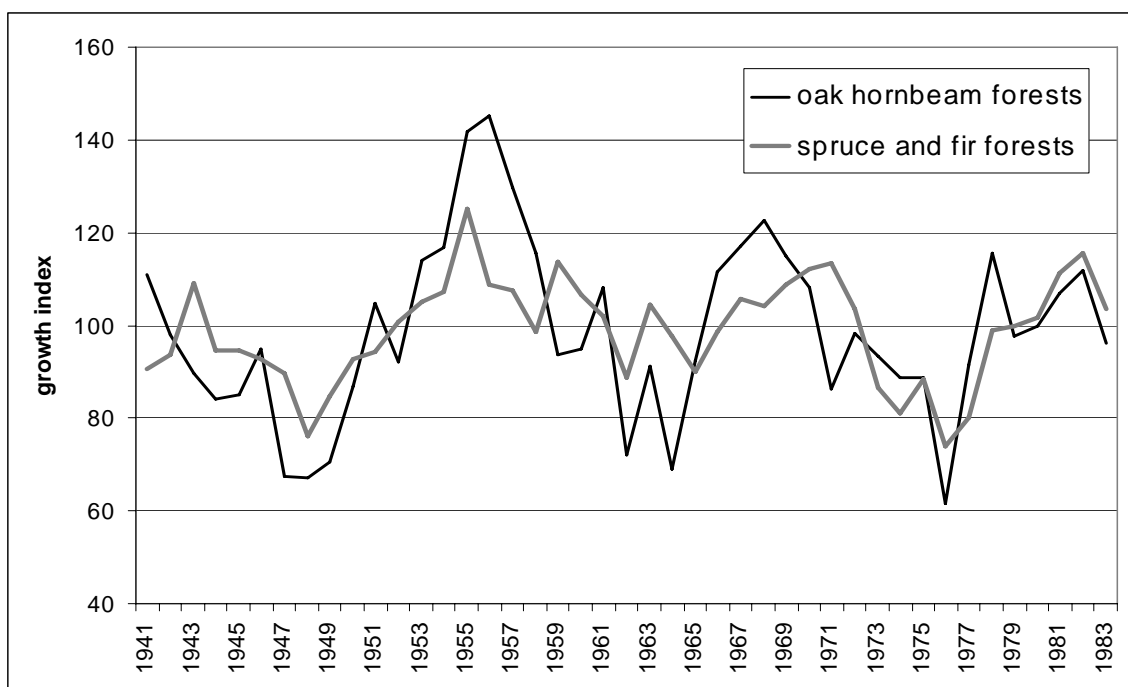
3.4 Comparison of time series

As illustrated in Figure 7, Norway spruce exhibits lower sensitivity on sites within its natural range than on sites outside this range. To examine simultaneously the temporal behaviour of the annual radial increment, time series of radial increment indices are represented (Figure 8 and 9). For the index values, the time series of the annual radial increment are detrended and standardized to a mean of 100 %. The radial increment indices of Norway spruce growing on sites within their natural distributional range are compared with those from trees growing on sites in the main formation of “oak hornbeam forests” where the largest mean sensitivity was observed (Figure 5).

Despite distinct differences in baseline climatic (Table 1) and geological conditions between the sites in these two areas, the radial growth reactions are similar. In both cases local minima can be observed in the years 1948, 1962, and the absolute minimum value in both cases occurs in 1976. Synchronous maxima occur in the years 1955 and 1982. However the degree of variability is different: a large amount of variability can be observed in the areas where spruce grows outside its distributional range on sites naturally dominated by oak-hornbeam forests. The year-to-year behaviour of radial growth is more complacent on sites within its natural range.

In Figures 10 time series of radial growth indices are compared with time series of growing season precipitation. Again we have calculated the values for Norway spruce growing on sites in the main forest formations “montane spruce and fir forests” and “oak-hornbeam forests”.

When comparing the time series of the mean radial increment indices it is evident that spruce growing on sites outside its distributional range shows larger growth variations. The central figure shows the precipitation index, which is the percentage-deviation of the precipitation from the long-term mean (1961-90). The courses of the time series are in both cases similar: extraordinarily dry conditions (e.g. 1947, 1949, 1976) as well as above average moist conditions occurred in both areas in the same years



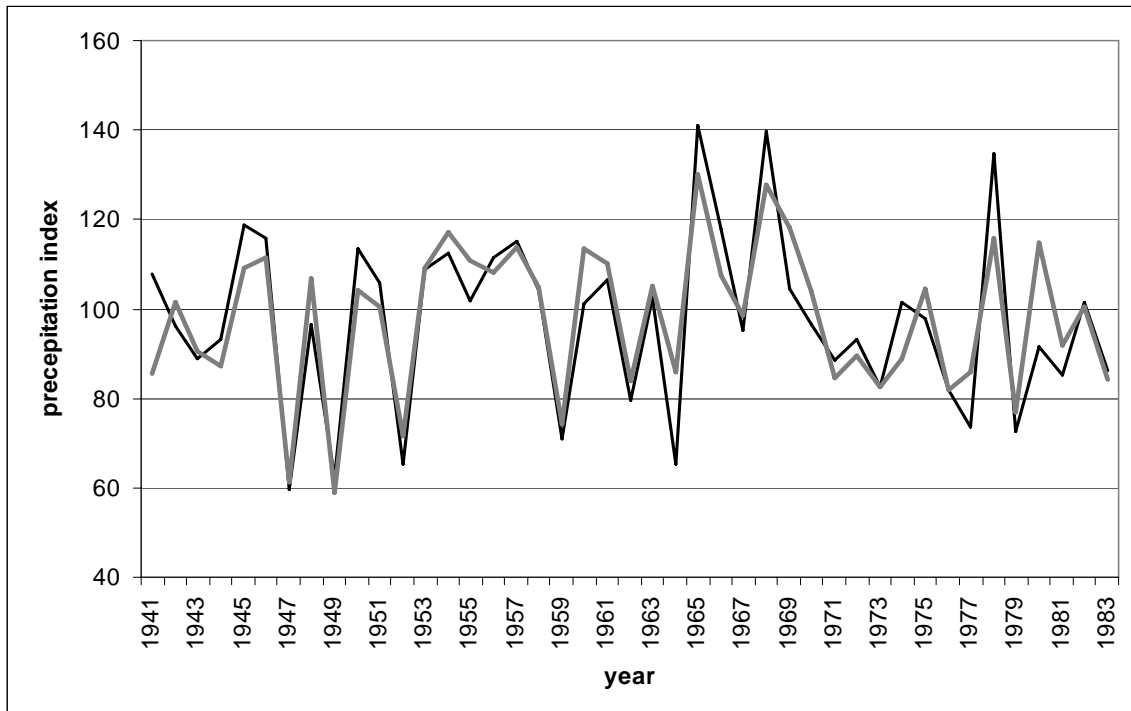


Figure 10: Time series of radial growth indices (%), precipitation index (%) and absolute precipitation sum (mm) during the growing season (May-September) on Norway spruce sites within their natural distributional range (light grey line) and in the area with a natural potential vegetation of mixed oak-hornbeam forests (black thin line).

with similar amplitudes. When looking on the absolute precipitation values it can be seen that the sites in the areas of oak-hornbeam forests received significantly lower precipitation than in the area naturally dominated by Norway spruce. During drought periods, spruce reaches the critical point of soil moisture depletion earlier and growth decreases more strongly. However, spruce in the oak-

hornbeam forests profits from high precipitation during the growing season: during moist summers spruce growth is accelerated more than in the natural spruce areas. This might be due to higher nutrient content in the loamy soils and higher temperature on the oak-hornbeam sites.

4 Conclusions

It could be shown that the mean sensitivity of radial growth of Norway spruce is significantly higher on sites outside its natural distributional range. The growing season precipitation has a decisive effect on radial growth of Norway spruce, whereas micro- to meso-scale site factors such as hillside, aspect or differences in the soil type are of secondary importance.

A continuation of the recent trends in climatic conditions characterized by an increase in winter and July and August temperatures and accompanied by a simultaneous decrease in summer precipitation will lead to higher risk of drought periods. The observed higher sensitivity of radial growth of Norway spruce outside its natural range indicates that on these sites, the inter-annual variability of growing season precipitation, but especially the occurrence of drought periods, has had a strong impact on growth already in the past. It is expected that more frequent drought stress in the future will strongly increase the risk of damage to Norway spruce especially when growing on sites outside its natural range. In addition it can be expected that the associated reduction in tree vitality will lead to an increasing risk of biotic and non-biotic damage factors such as storm and insects and that therefore the stability of these Norway spruce ecosystems is especially endangered.

Acknowledgement

This study was financially supported by MLR Baden-Württemberg. We gratefully thank the Forest Research Station Baden-Württemberg for providing the growth, nutrition and soil data and the German Weather Service for providing the climate data.

References

- BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BRÜNING, D. (1959): Forstdüngung. Ergebnisse älterer und jüngerer Versuche. – Leipzig (Neumann Verlag) 210 S.
- EVERS, F.H. & SCHÖPFER, W. (1988): Darstellung der Ernährungs- und Belastungsverhältnisse der Fichte. Ergebnisse der Belastungsinventur Baden-Württemberg 1983. – Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 159: 8, 146-154.
- FVA, FORSTL.VERSUCHS- UND FORSCH.ANSTALT BAD.-WÜRTTEMBERG (1999): Waldzustandsbericht 1999 Baden-Württemberg. – Bericht der FVA Baden-Württemberg, Freiburg, 15 p.
- HILDEBRAND, E.E.; SCHÖPFER, W. (1993): Ergebnisse der Belastungsinventur Baden-Württemberg 1988. Ernährung und Belastung von Fichte und Tanne. Dokumentation. – Mitteilungen Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 172: 1-157 p.
- HRADETZKY, J. (1995): Ergebnisse der Bundeswaldinventur für Baden-Württemberg. Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg, – Stuttgart (Ulmer).

- MATHERON, G. (1955): Application des méthodes statistiques à l'évaluation des gisements. – Annales des Mines 144(12): 50-75.
- MATHERON, G. (1963): Principles of geostatistics. – Economic Geology 58: 1246-1266.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1998): Numerical production of climatic maps for parameters with significant correlation to topography. – Klimastatusbericht, DWD: 82-85.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1991): Die Fichte. Band II/3. – Hamburg [u. a.] (Parey) 781 S.
- SCHWEINGRUBER, F.H.(1988): Tree rings : basics and applications of dendrochronology. 1. Engl. ed. – Dordrecht (Reidel) 276 p.
- SPIECKER, H. (1995): Growth dynamics in a changing environment - long-term observations. – Plant and Soil 168-169: 555-561.
- SPIECKER, H. (2000): The growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in Europe within and beyond its natural range.– In: HASENAUER, H. (ed.): International Conference on Forest Ecosystem Restoration Ecological and Economical Impacts of Restoration Processes in Secondary Coniferous Forests. – Proceedings of the International Conference held in Vienna, Austria 10.-12. April, 2000: 247-256.
- WIEDEMANN, E. (1957): Ertragstabellen wichtiger Holzarten bei verschiedener Durchforstung: mit graphischen Darstellungen. Neubearb. und hrsg. von Reinhard Schober. – Hannover (Schaper) 194 S.

Authors' address:

Hans-Peter Kahle, Rüdiger Unseld & Heinrich Spiecker
 Institute for Forest Growth, University Freiburg
 Tennenbacher Straße 4
 79085 Freiburg
 GERMANY
 E-mail corresponding author: Hans-Peter.Kahle@iww.uni-freiburg.de

Potentielle natürliche Waldvegetation und Naturraumpotentiale: Quantifizierung natürlicher Potentiale der Nettoprimärproduktion und der Kohlenstoffspeicherung

Potential Natural Forest Vegetation and Natural Landscape Potential: Quantification of Natural Potential of Net Primary Production and Carbon Storage

GERHARD HOFMANN & MARTIN JENSSEN

Zusammenfassung

Das transdisziplinäre Konzept der Ökosystemtypen eröffnet die Möglichkeit, Informationen zu ökologischen Prozessen über Vegetationskartierungen flächenhaft zu verallgemeinern. In dem Beitrag wird die Übereinstimmung zwischen kartierten Einheiten der potentiellen natürlichen Vegetation und den entsprechenden Waldökosystemtypen genutzt, um natürliche Potentiale der Nettoprimärproduktion und der Kohlenstoffspeicherung für ausgedehnte Regionen zu berechnen und kartenmäßig darzustellen.

Auf der Grundlage von (durch umfangreiches Datenmaterial abgesicherten) Modellen der Nettoprimärproduktion verbreiteter Waldökosystemtypen und der Karte der natürlichen Vegetation Europas werden die natürlichen Potentiale der durchschnittlichen Nettoprimärproduktion (DNP) an oberirdischer Phytomasse für einen nordmitteleuropäischen Gebietsausschnitt von 19 Millionen Hektar berechnet und kartiert. Ein Vergleich für die Waldfläche der ostdeutschen Bundesländer erweist, dass Wälder mit einer natürlichen Baumartenzusammensetzung etwa 0,6 t Holz (Trockenmasse) pro Hektar und Jahr mehr als die jetzigen, von Nadelbäumen dominierten Wälder produzieren können. Das Verhältnis der DNP-Potentiale an Holzmasse der aktuellen und der potentiellen natürlichen Vegetation definiert einen ökologischen Wirkungsgrad der Holzmassenerzeugung, der für die ostdeutschen Wälder im Mittel 86 % beträgt.

Das Potential der organischen Kohlenstoffspeicherung reicht von etwa 100 t/ha in natürlichen Nadelwäldern bis zu Werten um 600 t/ha in Bruch- und Sumpfwäldern. Für den kartierten nordmitteleuropäischen Gebietsausschnitt ergibt sich ein mittleres natürliches Speicherpotential von 243 t Kohlenstoff pro Hektar und Jahr. Das aktuelle Kohlenstoff-Speicherpotential der 10,7 Millionen Hektar Landoberfläche der ostdeutschen Bundesländer ist vor allem durch die Waldrodungen der Vergangenheit um anderthalb Milliarden Tonnen Kohlenstoff bzw. 56 % gegenüber dem Naturraumpotential erniedrigt. Dieser Verlust entspricht in etwa 28 Jahresraten des derzeitigen jährlichen CO₂-Ausstoßes durch Industrie, Haushalte und Verkehr in den ostdeutschen Bundesländern. Auf der gegenwärtigen Waldfläche können der Atmosphäre durch Nutzung von 80 % des zuwachsenden Holzes maximal 10 % der CO₂-Emissionsrate der ostdeutschen Bundesländer permanent wieder entzogen werden.

Abstract

The mutually interdependent nature of vegetation and ecological processes opens up the chance to transfer information on ecosystem processes to large areas by vegetation mapping. This can be achieved by the transdisciplinary concept of ecosystem types. Ecosystem types are defined by their homogeneity with respect to ecosystem processes which implies homogeneity of vegetation structures

and site conditions as well. In this paper we use the coincidence between potential natural vegetation units and corresponding natural forest ecosystem types in order to map natural potentials of net primary production and carbon storage.

Based on a comprehensive data material, models of net primary production and carbon storage in different aboveground compartments were developed for the most widespread natural forest types. The potentials of average net primary production and the carbon storage potentials in aboveground biomass of different forest types were compared at the time when the average net primary production attains a maximum. Organic carbon content of the corresponding forest soils comprise organic layers and carbon content of mineral soils down to 80 cm. Underground organic carbon storage in roots was estimated for the different forest types according to common assumptions.

Based on these models and the map of natural vegetation of Europe, the natural potentials of average net primary production (ANPP) of aboveground phytomass were calculated and mapped for a north-central European region of about 19 million hectares. The spatial average of natural ANPP-potential of this region is about 8.75 tons of dry matter per hectare and year. The variation of climatic and soil conditions within the considered region leads to a span of about 6 tons of dry matter per hectare and year between different locations.

A comparison of the natural ANPP potential and that one obtained with the current vegetation in the woodlands of East German federal states (3 million hectares) reveals that forests with a natural tree species composition would be able to produce about 0.6 tons of wood (dry matter) per hectare and year more than current forests which are dominated by coniferous trees. The ratio of ANPP potentials (wood biomass) of current and natural vegetation defines an ecological efficiency of wood production which is about 86 % in the East German forests on average.

The calculation of carbon storage potential reveals large differences between forest ecosystem types. Most important for carbon storage are the swamp and fen forests with storage capacities of about 600 tons per hectare. By contrast, only about 100 tons organic carbon per hectare are stored in natural coniferous forests. The mapping of the natural potential of carbon storage for the north-central European region considered above yields an average of 243 tons carbon per hectare (134 t C / ha in the vegetation and 109 t C / ha as soil organic matter).

The actual carbon-storage potential on the surface area of the East German federal states (10.7 millions hectare) has been diminished by one and a half billion tons carbon or 56 % compared to the natural potential. This is mainly due to the medieval clearings as a result of which forests have been reduced to 28 % of the surface area of the East German federal states. The natural potential of organic carbon storage in the current woodlands is about 228 tons carbon per hectare. Current forests which are dominated by coniferous trees have a storage potential of 91 % of the natural potential, i.e. 208 tons carbon per hectare.

The natural potential of organic carbon storage of the total land surface of the East German federal states amounts to 50 annual rates of contemporary CO₂ emission generated on this area by industry, settlement, and traffic. The total carbon loss due to clearings and land use in the past amounts to 28 annual rates of present civilization output of CO₂.

On the present woodland area, permanently a maximum of 10 % of the present CO₂ emission rate of East German federal states could be compensated by utilizing 80 % of the wood increment as timber or as a substitute for fossil energy.

These estimations show the limited potential of atmospheric CO₂ reduction by afforestation and timber

production. The results emphasize the importance of forest conservation, bog protection, and biomass accumulation in present forests as effective tools for carbon fixation.

1 Waldökosystemtypen als Träger ökologischer Informationen zu natürlichen Potentialen der Landschaft

Die Herleitung der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) beruht auf der Kenntnis der Wechselbeziehungen zwischen dem Standort mit seinen Komponenten Klima, Boden und Relief einerseits sowie der von diesem Standort auf natürlichem Wege ausgelesenen und damit ökologisch entsprechenden Vegetation andererseits.

Das ständig wachsende Wissen über Zusammenhänge und gegenseitige Bedingtheiten von Vegetationsstrukturen und ökologischen Prozessen eröffnet heute die Möglichkeit, über Vegetationstypen Informationen zu systemischen Prozessen und Potentialen zu erhalten und mit Hilfe von Vegetationskartierungen flächenhaft darzustellen.

Die Wahrnehmung dieser Erkenntnismöglichkeit führt die Arbeitsergebnisse der Vegetationskunde in eine neue objektbezogene Transdisziplinarität, in der sich verschiedene naturwissenschaftliche Disziplinen bei eigener Grenzüberschreitung zu einer mehr ganzheitlichen Problemanalyse zusammenfinden.

In Eberswalde wurde dieser Weg seit 1975 mit der Entwicklung des Ökosystemtypen-Konzeptes gegangen. Bezogen auf den Wald sind moderne Erkenntnisse der Standortskunde/Bodenkunde, der Vegetationskunde, der Waldwachstumskunde, der Meteorologie/Hydrologie und der Systemanalyse am konkreten Objekt zu einer neuen Qualität wissenschaftlicher Erkenntnis vereint worden. Dadurch wurde die bis heute in den Forstwissenschaften übliche getrennte Betrachtung von Waldbestand und Waldstandort bei der Analyse und Bewertung des Waldes im Sinne einer ganzheitlichen Schau überwunden.

Wald- bzw. Forstökosystemtypen kennzeichnen ökologische Elementareinheiten des Waldes, die über Wirkungszusammenhänge von biotischen und abiotischen Faktoren in Raum und Zeit durch ökologisch bzw. ökologisch-ökonomisch determinierte „Fahrinnen“ geführt werden. Bei einer im Rahmen der Waldformation einmaligen Merkmalskonfiguration sind sie (über Schlüsselfaktoren quantifizierbar) in sich weitgehend homogen

* in wesentlichen strukturellen Merkmalen, wie

- Zusammensetzung und Mengenanteil der Baumarten
- Schichtung, Schichtenaufbau
- Folge und Zeitdauer der internen Stadien
- Arten- bzw. Artengruppenzusammensetzung der Bodenvegetation und deren Mengenfaltung
- durchschnittliche Anzahl der jeweils in den Stadien beteiligten Pflanzenarten

* in Qualität und Quantität wuchsbestimmender ökologischer Faktoren, wie

- Bodennährkraft
- Luft- und Bodenfeuchte
- Strahlungsgewinn und Wärme

* in wesentlichen Prozeßabläufen, wie

- geochemischen Stoffflüssen (C, N, H₂O, u.a.)
- Nettoprimärproduktion
- inter- und intraspezifischer Konkurrenz
- Regeneration

und grenzen sich von anderen Wald- bzw. Forstökosystemen durch qualitative und quantitative Unterschiede im Zustand und der Ausprägung dieser Merkmale ab (HOFMANN 1997).

Daraus resultiert für die Einheiten eine definierbare waldgeographische Stellung, eine in sich ähnliche genetische Ausstattung sowie ein über die Fähigkeit zu selbstorganisierter Entwicklung (Selbstregulation, Selbstregeneration) definierbarer Grad der Naturnähe (JENSSEN et HOFMANN 2002, in diesem Band).

Forstpraktisch können über Wald- und Forstökosystemtypen flächenkonkret und quantifiziert Informationen zu ökologischen, biologischen, ökonomischen sowie sozialen Leistungen und Funktionen des Waldes erlangt werden.

Bei den natürlichen bzw. naturnahen Wäldern, die im Ergebnis walddeschichtlicher Entwicklungsprozesse die Fähigkeit erlangt haben, aus sich selbst heraus eine Stabilität ihrer Lebensfunktionen unter Einschluss der eigenen Reproduktion zu entwickeln und deren Naturnähe – unabhängig von der konkreten Entwicklungsgeschichte – sich über dieses inhärente strukturelle Selbstorganisationspotential definiert, wird im Grundsatz von einer Übereinstimmung von Waldökosystemtyp und Grundeinheit der potentiellen natürlichen Waldvegetation ausgegangen. Beide haben im konkreten Fall die gleiche „ökologische Koordinate“ im Ökogramm bzw. die gleiche Position im multidimensionalen ökologischen Zustandsraum (JENSSEN 2001; JENSSEN & HOFMANN 2002, in diesem Band).

Aus dem Informationspool mitteleuropäischer Waldökosystemtypen soll nachfolgend eine Auswahl im Hinblick auf die Kennzeichnung wichtiger natürlicher Potentiale des Kohlenstoffhaushaltes getroffen werden, um diese auf der Grundlage von PNV-Kartierungen flächenhaft darzustellen. Dies hat eine hohe praktische Bedeutung, weil durch die Kennzeichnung derartiger, regional unterschiedlicher Potentiale die Wirkungsgrade derzeitiger Landnutzung im Hinblick auf die Erschließung von Naturkräften im Wirtschaftsprozess bestimmt werden können. Die Aufdeckung von Differenzen zwischen Potentialen und aktuellen Befunden kann dazu beitragen, diese Wirkungsgrade zu verbessern und landschaftsökologische Konsequenzen einer Naturannäherung der Landnutzung abzuschätzen.

2 Material und Methoden

Grundlage der Quantifizierung von Naturraumpotentialen bildet die transdisziplinäre Analyse strukturell homogener Waldvegetationseinheiten. Es zeigen sich dabei deutliche Struktur-Prozeß-Relationen mit hohem Weiserwert der Vegetationsstruktur für die Kennzeichnung biologisch-ökologischer Systemprozesse. Dadurch wird prinzipiell die Möglichkeit erschlossen, punktuell gewonnene Prozeßkenntnisse anhand von Vegetationskartierungen auf Flächen zu übertragen.

In diesem Zusammenhang erarbeitete Struktur-Prozeß-Modelle gründen sich im wesentlichen auf folgende disziplinäre Datenbanken:

Vegetation:

Institut für Forstwissenschaften Eberswalde (6000 Analysen von SCAMONI, PASSARGE, HOFMANN 1950-1990).

HARTMANN, JAHN: (1967): Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes, Jena.
BMBF-Verbundprojekt “Waldökosystemforschung Eberswalde” (1991-1999).

Standort:

Forstliche Standortserkundung ostdeutsche Länder (1950-1990).

Bodenkundliche Forschungsberichte, Institut für Forstwissenschaften Eberswalde und TU Dresden, Forstwiss. Fakultät (1950-1990).

Nettoprimärproduktion:

Institut für Forstwissenschaften Eberswalde (ca. 1000 Probeflächen, z.T. langfristig).

Arbeitsergebnisse des Internationalen Biologischen Programms.

Datenspeicher Wald für Ostdeutschland (1975-1990).

Forstliche Ertragstabellen, Leistungstabellen und Wuchsreihen.

BMBF-Verbundprojekt "Waldökosystemforschung Eberswalde" (1991-1999).

Klima, Hydrologie:

Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Forschungsberichte zur Wald-Wasser-Problematik, Großlysimeter-Ergebnisse (1950-1990).

BMBF-Verbundprojekt "Waldökosystemforschung Eberswalde" (1991-1999).

Kartierungen zur flächenhaften Umsetzung:

Karten der natürlichen Vegetation (DDR) 1958, 1964, 1979.

Karten der potentiellen natürlichen Nettoprimärproduktion (DDR) 1985, 1988.

Karte Waldflächen, Wirtschaftsbaumarten, Leistungsklassen (DDR) 1981.

Klimakarten Atlas DDR 1979.

Karte der natürlichen Vegetation Europas, BfN Bonn 2000.

Diverse lokale Vegetationskartierungen.

Auf dieser Datengrundlage war es möglich, Ökosystemtypen entsprechend der angeführten Definition über die Homogenität ihrer vegetationsstrukturellen und standörtlichen Merkmale und der in ihnen ablaufenden Prozesse zu definieren und voneinander abzugrenzen (Tabelle 1). Ein wesentliches Hilfsmittel ist dabei die Modellierung ökosystemarer Prozesse unter Nutzung erarbeiteter Beziehungen zwischen Struktur und Prozeß. Die Vorgehensweise wird nachfolgend für die im Mittelpunkt des Beitrages stehenden Prozesse des Kohlenstoffhaushaltes erläutert.

Die **oberirdische potentielle natürliche Nettoprimärproduktion** wird für die unterschiedlichen Waldtypen als durchschnittliche Nettoprimärproduktion (DNP) an Trockenmasse pro Hektar und Jahr nach Gleichung

$$DNP(t) = \frac{\int^t dt' NPP(t')}{t}$$

über dem Alter t berechnet, wobei die jährliche Nettoprimärproduktion $NPP(t')$ in der Summe der Kompartimente Holzmasse, Laub- oder Nadelmasse und Bodenvegetation im Alter t' über entsprechende Teilmodelle berechnet wird (HOFMANN 1985, HOFMANN ET JENSSEN 1997, JENSSEN 1999). Dabei werden für jeden Waldtyp jeweils zuwachsoptimale Bestandesdichten unterstellt und Kalamitäten oder Katastrophen ausgeschlossen. Um den Vergleich in den Potenzen der verschiedenen Waldtypen zu gewährleisten, wird die DNP als DNP_{max} jeweils auf den Zeitpunkt ihrer Kulmination im Verlauf der Bestandesentwicklung bezogen (Abb. 1). Die **Kohlenstoff-Bindung durch die Vegetation** kann durch Umrechnung der DNP_{max} in Kohlenstoff ermittelt und pauschal durch eine kalkulierte C-Bindung der Wurzeln von 25 % des oberirdischen Wertes ergänzt werden.

Tabelle 1: Ausgewählte ökosystemare Schlüsselparameter für drei verbreitete Buchenwald-Ökosystemtypen des ostdeutschen Tieflandes (Mittelwerte und Standardabweichung in Klammern, nach JENSSEN 1999).

	Schattenblumen- Buchenwald	Flattergras- Buchenwald	Perlgras- Buchenwald
Vegetationsstrukturelle Parameter			
Höhe Grundflächenmittelbaum im Alter 100 (m)	24,1 (2.6)	28,3 (2.6)	30,6 (2.6)
Skalierte Pflanzenartendiversität (0 – 10)	3,6	4,4	5,0
Pflanzenartenzahl auf 400 m ²	12 (6)	17 (7)	24 (6)
Kennwerte des ökologischen Oberbodenzustandes (Humusauflage und Mineralboden 0-20 cm)			
pH (KCL)	2.7 – 4.3	3.3 – 4.4	3.5 – 4.5
C/N	21.6 (2.4)	14.8 (5.8)	13.2 (4.7)
Kennwerte des ökologischen Bodenzustandes (Humusauflage und Mineralboden 0-80 cm)			
Totale KAK (10 ⁶ val ha ⁻¹)	0.68 (0.18)	1.03 (0.33)	1.16 (0.26)
Basensättigung (%)	29.6 (11.1)	48.0 (15.6)	40.9 (22.3)
C-Gehalt (t ha ⁻¹)	58 (12)	64 (12)	72 (18)
N-Gehalt (t ha ⁻¹)	4.2 (0.8)	5.9 (1.7)	5.4 (0.4)
K-Gehalt (t ha ⁻¹)	100 (29)	172 (41)	186 (22)
Mg-Gehalt (t ha ⁻¹)	13.4 (5.6)	27.7 (14.7)	25.0 (7.0)
Ca-Gehalt (t ha ⁻¹)	25 (17)	61 (29)	111 (61)
Maximale oberirdische durchschnittliche Nettoprimärproduktion an oberirdischer Trockensubstanz			
Gesamt (t ha ⁻¹ a ⁻¹)	7.6 (1.0)	9.4 (1.1)	10.8 (1.1)
➤ Buchen-Baumholz (t ha ⁻¹ a ⁻¹)	4.8 (0.6)	5.9 (0.6)	6.5 (0.6)
➤ Buchen-Laubmasse (t ha ⁻¹ a ⁻¹)	2.7 (0.4)	3.2 (0.4)	3.6 (0.4)
➤ Bodenvegetation (t ha ⁻¹ a ⁻¹)	0.1 (0.0)	0.3 (0.1)	0.7 (0.1)
Verdunstung (Buchen-Hallen-Stadium)			
Gesamtverdunstung (mm a ⁻¹)	481 (43)	534 (73)	553 (60)
➤ Kronendach-Interzeption (mm a ⁻¹)	153 (8)	153 (8)	153 (8)
➤ Transpiration Buchenbestand (mm a ⁻¹)	283 (30)	331 (60)	345 (47)
➤ Evapotranspiration am Waldboden (mm a ⁻¹)	45 (5)	50 (5)	55 (5)

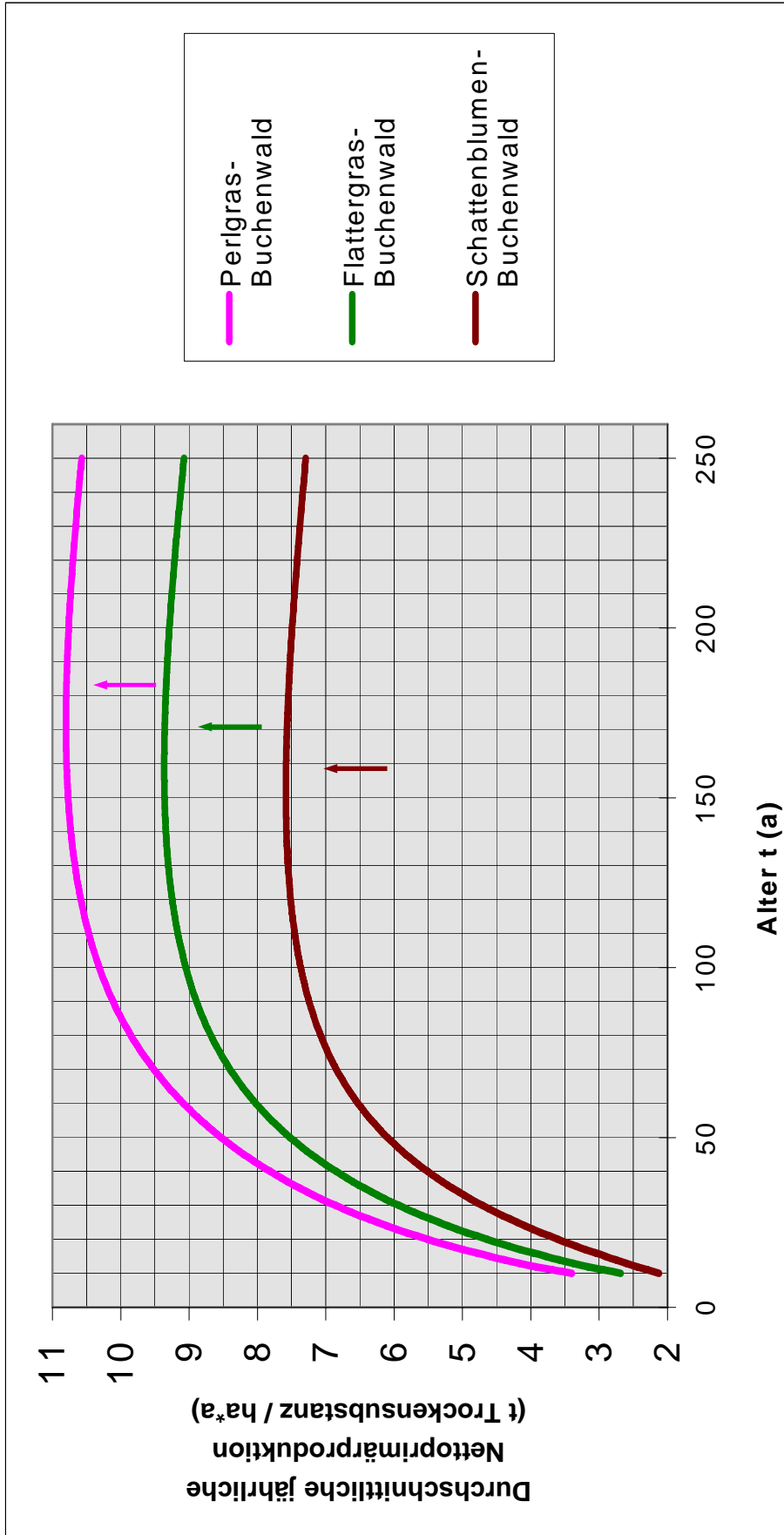


Abb. 1: Durchschnittliche jährliche Nettoprimärproduktion (DNP) an oberirdischer Biomasse (Trockensubstanz) über dem Alter für drei verbreitete Buchenwald-Ökosystemtypen des ostdeutschen Tieflandes. Das Potential der Nettoprimärproduktion wird über die DNP zum Zeitpunkt ihrer Kulmination (DNP_{max}) definiert (Pfeile).

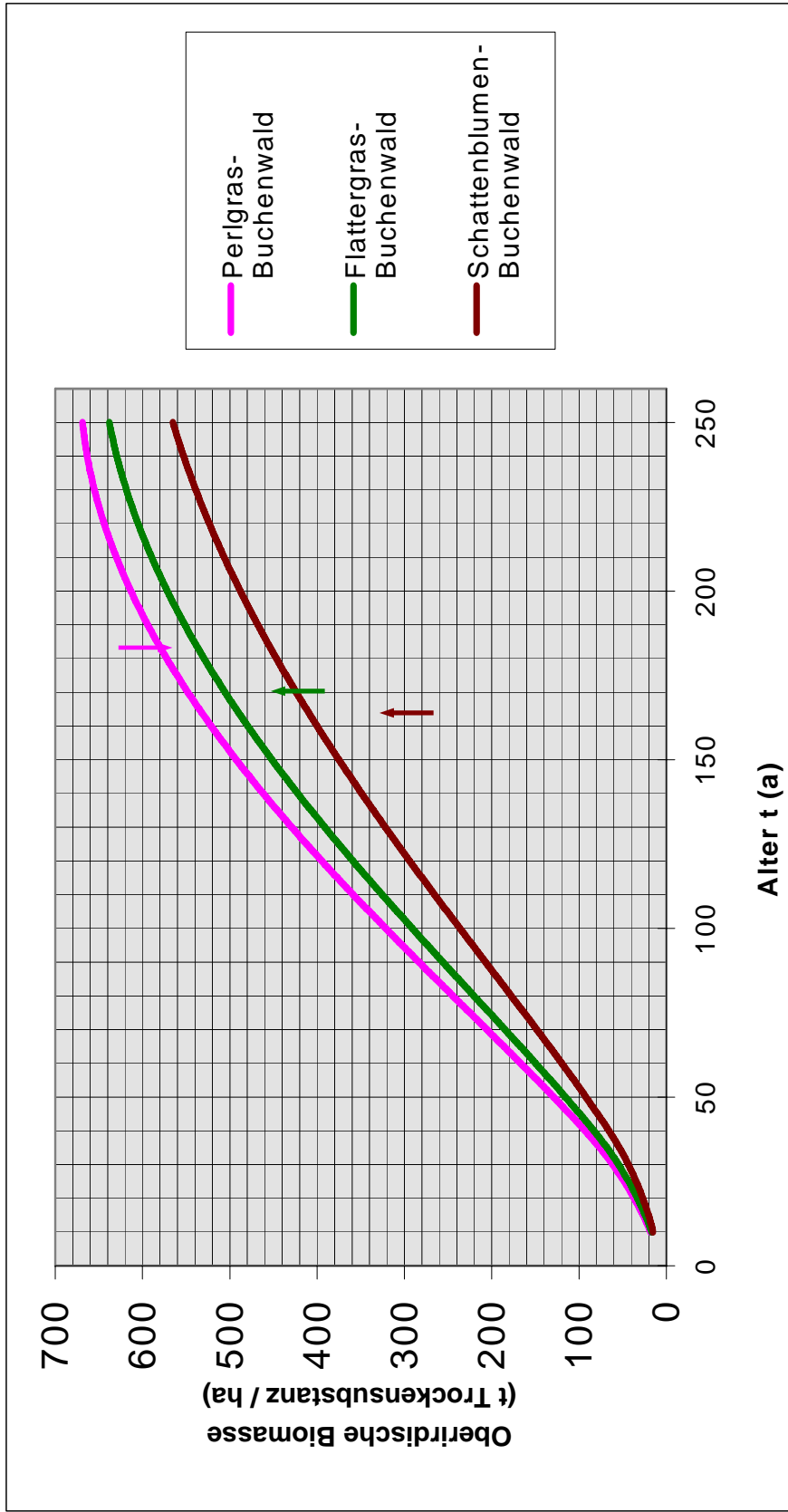


Abb. 2: Oberirdische Biomasse (Trockensubstanz) über dem Alter für drei verbreitete Buchenwald-Ökosystemtypen des ostdeutschen Tieflandes. Der potentiell natürliche Vorrat an Kohlenstoff in der Vegetation wird durch Umrechnung aus dem Integralmittelwert der Biomasse zum Zeitpunkt der Kulmination der DNP (DNP_{max}) definiert (Pfeile).

Der **potentielle natürliche Vorrat an Kohlenstoff** setzt sich aus den Speichermengen in der potentiellen natürlichen Vegetation selbst sowie aus dem organischen Kohlenstoffgehalt, der unter dem Einfluß dieser Vegetation über längere Zeiträume im Boden akkumuliert wird, zusammen. Die C-Speicherung in der Vegetation wird dabei als Integralmittelwert über dem zeitlichen Verlauf der Vorratsentwicklung bis zum Zeitpunkt der Kulmination berechnet (Abb. 2) und um 25 % als Schätzgröße für die Wurzelbiomasse erhöht. Der potentielle natürliche Vorrat an organischem Kohlenstoff im Boden wird als Mittelwert umfangreicher standortkundlicher Probenahmen im Bereich des jeweiligen Waldökosystemtyps bis zu einer Bodentiefe von 80 cm einschließlich der Humusaufgabe berechnet.

3 Das Potential der natürlichen Nettoprimärproduktion und der ökologische Wirkungsgrad der Holzmassenerzeugung

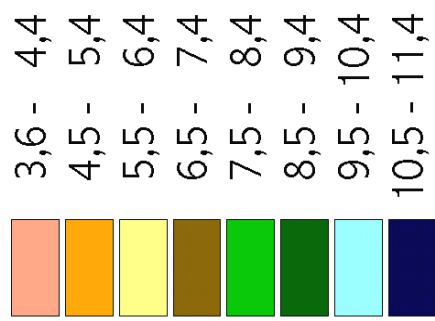
Die Karte der natürlichen Vegetation Europas und die für verbreitete Waldökosystemtypen des Tieflandes, des Hügellandes und des Berglandes berechneten Werte der durchschnittlichen jährlichen Nettoprimärproduktion an oberirdischer Phytomasse (DNP) bilden die Grundlage für eine kartographische Darstellung der natürlichen Potentiale der DNP für einen Gebietsausschnitt aus dem nordmitteleuropäischen Raum von ca. 19 Millionen Hektar, der im Norden durch eine Verbindungslinie von Helgoland bis Rügen begrenzt wird, im Osten von Wollin bis in das böhmische Becken und im Westen von der Wesermündung bis an den Main reicht (Abb. 3). Dabei werden den auf der Vegetationskarte dargestellten Vegetationskomplexen flächengewogene Mittelwerte aus den DNP-Werten ihrer Elementareinheiten, die verschiedenen Waldökosystemtypen entsprechen, zugeordnet. Hiermit ist das natürliche Potential dieses Raumes für die pflanzliche Stoffbildung in seiner geographischen Verteilung beschrieben.


Im räumlichen Mittel ergibt sich für den dargestellten Gebietsausschnitt ein natürliches Potential der oberirdischen DNP von 8,75 t Trockensubstanz pro Hektar und Jahr. Das Kartenbild zeigt dabei eine erhebliche regionale Differenzierung, die eine Spanne von 6 t Trockensubstanz pro Hektar und Jahr umfaßt. Sehr deutlich wird die vergleichsweise niedrige Produktivität der niederschlagsarmen Sandgebiete sowie der Hochlagen der Mittelgebirge, in denen die Ungunst der klimatischen und edaphischen Faktoren die natürlichen Produktivitätspotentiale begrenzt. Die höchsten Produktivitäten können auf den jungpleistozänen Moränen des baltischen Buchenwaldareals, in den Börden und Flußauen erreicht werden.

Der praktische Wert einer derartigen Kartierung ergibt sich aus dem Vergleich der natürlichen Produktivität mit den im Rahmen aktueller Landnutzung erreichbaren Produktivitäten. Ein solcher Vergleich wurde für die Wälder und Forsten der ostdeutschen Länder (3 Mio Hektar) durchgeführt (Tabelle 2). Die DNP der aktuellen Waldvegetation wurde dabei nach derselben Methodik, d. h. als flächengewogenes Mittel der DNP-Werte der kartierten aktuellen Wald- und Forstökosystemtypen berechnet, wobei eine auf optimale Massenerzeugung ausgerichtete Bewirtschaftung unterstellt wird. Der Vergleich zeigt, daß die derzeitige Dominanz von Nadelbaumforsten (vor allem der Baumarten Kiefer und Fichte) gegenüber den im Rahmen der potentiellen natürlichen Vegetation vorherrschenden Laubwäldern mit erheblichen Verlagerungen der Produktivität zwischen den Phytomassekompartimenten verbunden ist. Während das natürliche Potential der Nettoprimärproduktion an oberirdischer

Natürliches Potential der durchschnittlichen oberirdischen Nettoprimärproduktion

in Tonnen Trockensubstanz
pro Hektar und Jahr



 Wasserflächen

Auf der Grundlage der Karte
der natürlichen Vegetation Europas, Blatt 5
0 100 Kilometer

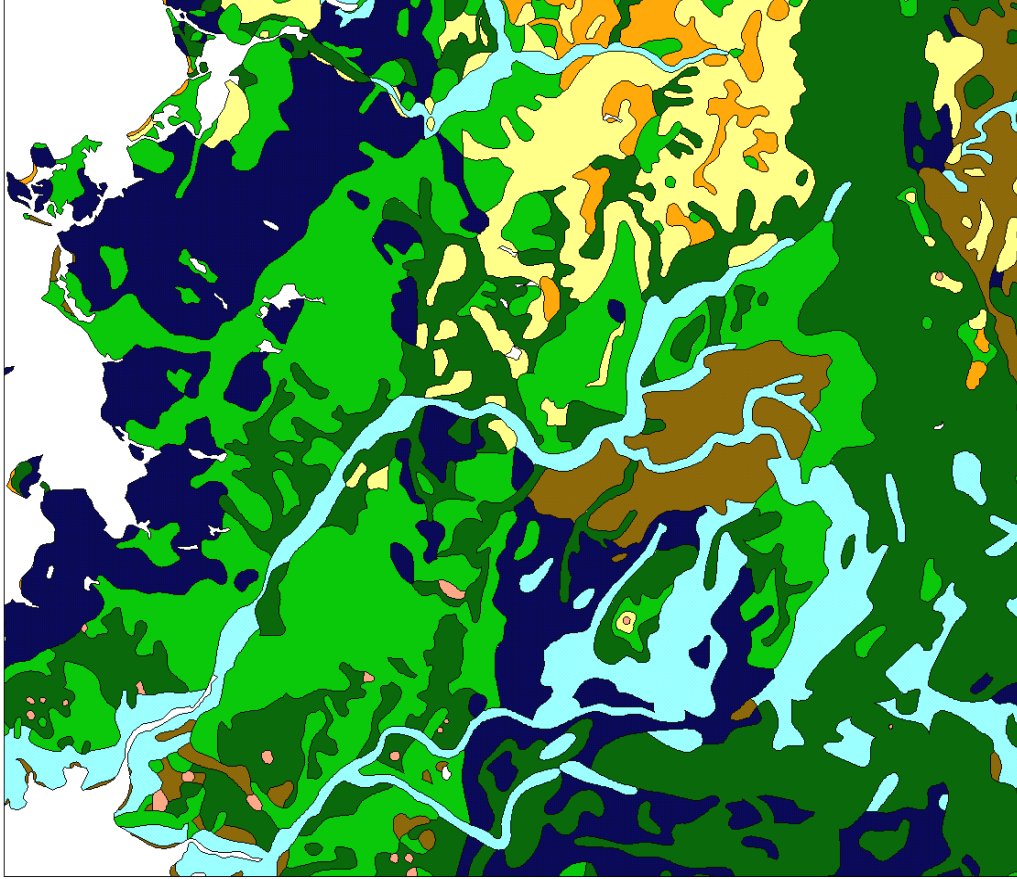


Abb. 3: Natürliches Potential der durchschnittlichen Nettoprimärproduktion an oberirdischer Phytomasse (DNP_{max}), dargestellt auf Grundlage eines Ausschnittes des Blattes Mitteleuropa der Karte der natürlichen Vegetation Europas (BfN 2001).

Tabelle 2: Vergleich der natürlichen Potentiale der durchschnittlichen oberirdischen Nettoprimärproduktion (DNP) auf der Waldfläche der ostdeutschen Länder mit den DNP-Werten, die sich aus der aktuellen forstlichen Bestockung ergeben (Werte in Tonnen Trockensubstanz pro Hektar und Jahr).

	Natürliche DNP (Potential)	Aktuelle DNP	Differenz aktuelle – natürliche DNP
Holzmasse	4,3	3,7	- 0,6
Laub- und Nadelmasse	2,8	3,0	+ 0,2
Phytomasse der Bodenvegetation	0,5	0,7	+ 0,2
Oberirdische Phytomasse gesamt	7,6	7,4	- 0,2

Phytomasse insgesamt auch durch die aktuelle Bestockung annähernd ausgeschöpft wird, besitzt die potentielle natürliche Vegetation eine deutliche Überlegenheit hinsichtlich des Potentials der Holzmassenerzeugung bei niedrigerer Massenbildung der Bodenvegetation und der Assimilationsorgane. Die sich für die betrachtete Waldfläche ergebende potentielle Mehrleistung von 0,6 Tonnen Holz Trockensubstanz pro Hektar und Jahr entspricht einem zusätzlichen Zuwachsvolumen von etwa 1,2 m³ im Falle einer naturnahen Baumartenzusammensetzung.

Das Verhältnis zwischen der bei aktueller Baumartenzusammensetzung und der bei natürlicher Baumartenzusammensetzung maximal erreichbaren DNP an Holzmasse definiert einen ökologischen Wirkungsgrad der Holzmassenerzeugung. Aus der regionalen Differenzierung dieses ökologischen Wirkungsgrades innerhalb der ostdeutschen Bundesländer ist ersichtlich, daß die hinsichtlich der wuchsbestimmenden ökologischen Faktoren Bodennährkraft und Feuchte standörtlich begünstigten Regionen unter den gegenwärtigen, von Nadelbäumen dominierten Bestockungsverhältnissen einen deutlich niedrigeren Wirkungsgrad der Holzmassenerzeugung aufweisen als die niederschlagsarmen sandigen Regionen mit Schwerpunkt in Mittel- und Südbrandenburg (Abb. 4). Hierdurch werden Reserven deutlich, die über einen ökologischen Waldumbau langfristig erschlossen werden können.

4 Das natürliche Speicherpotential für organischen Kohlenstoff und der Vergleich mit den aktuellen Speicherkapazitäten

Die Quantifizierung der natürlichen C-Speicherpotentiale zeigt eine enorme Differenzierung zwischen den Waldökosystemtypen, wobei die Bruch- und Sumpfwälder auf organischen Naßstandorten mit Werten um 600 Tonnen je Hektar eine herausragende Rolle für die Kohlenstoffspeicherung besitzen (Tabelle 3). Die niedrigsten Speicherpotentiale von nur wenig mehr als 100 Tonnen je Hektar besitzen hingegen die natürlichen Kiefern- und Fichtenwälder. Die Kartierung des natürlichen Potentials der Speicherung von organischem Kohlenstoff für den bereits oben betrachteten nordmitteleuropäischen Gebietsausschnitt von 19 Mio ha auf der Grundlage des Blattes Mitteleuropa der Karte der natürlichen Vegetation ergibt im Mittel 243 t C/ha, davon 134 t C/ha in der Vegetation und 109 t C/ha als organische Substanz im Boden. Das niedrigste Speicherpotential finden wir auf den trockenen Sanddünen und in den Gebirgsregionen, während die höchsten Potentiale in den grundwasserbeeinflussten Niederungen vorhanden sind.

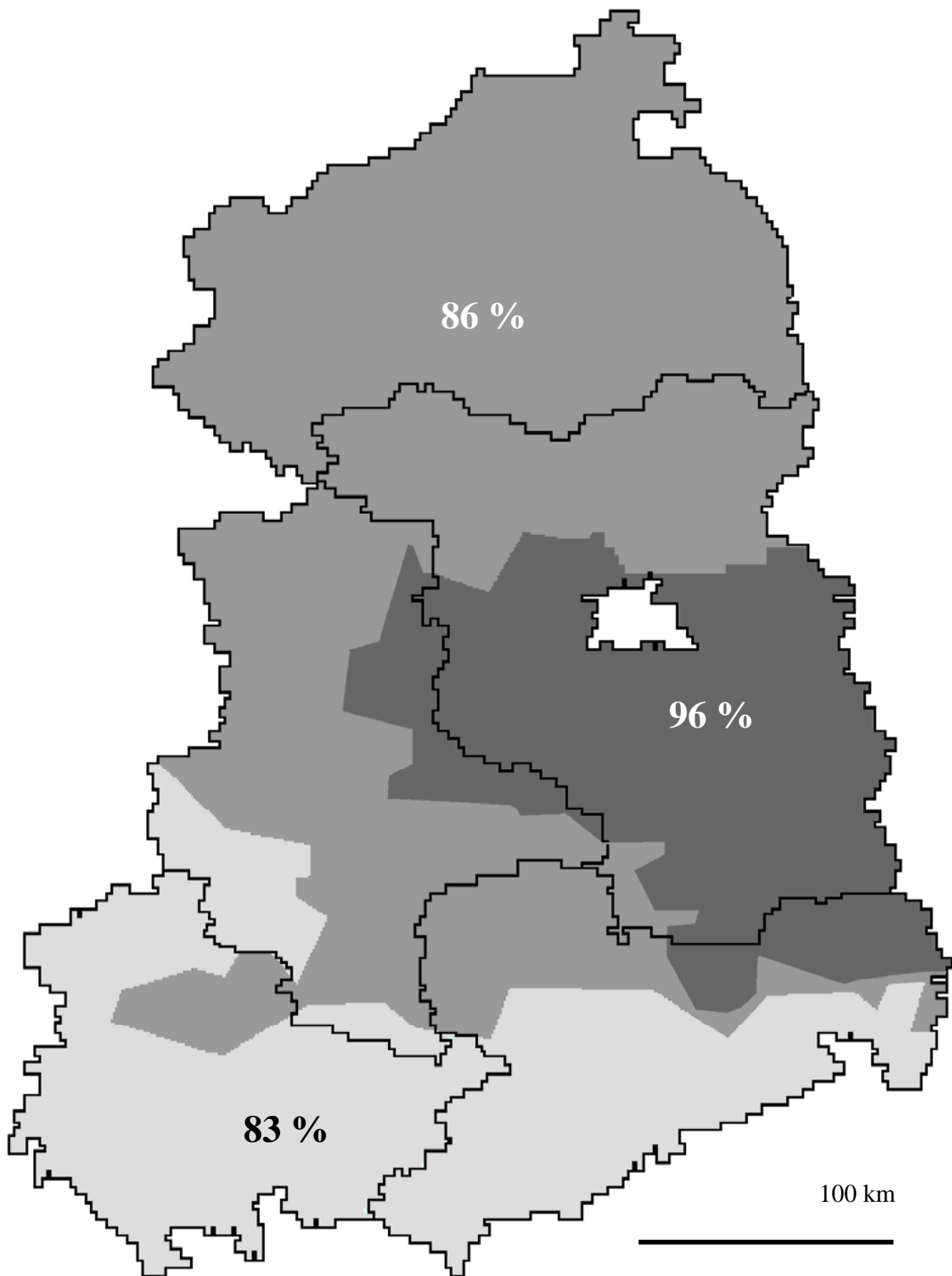


Abb. 4: Ökologischer Wirkungsgrad der Holzmassenerzeugung auf der aktuellen Waldfläche der ostdeutschen Bundesländer (prozentuales Verhältnis der durchschnittlichen jährlichen Nettoprimärproduktion DNP_{max} an Holzmasse von Waldbeständen mit der aktuellen Baumartenzusammensetzung zur DNP_{max} von Waldbeständen mit der potentiellen natürlichen Baumartenzusammensetzung bei jeweils unterstellter zuwachsoptimaler Stammzahlhaltung).

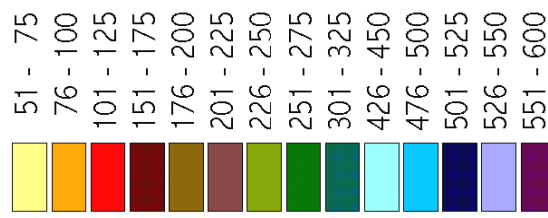
Tabelle 3: Mittleres Speicherpotential an organischem Kohlenstoff für ausgewählte natürliche Waldökosystemtypen Mitteleuropas.

	Mittleres Potential der Kohlenstoffspeicherung pro Hektar		
	Vegetation	Humus	insgesamt
Tiefland			
Erlenbruchwald	100	500	600
Erlen-Eschenwald	120	180	300
Ulmen-Stieleichen-Auenwald	145	180	325
Eschen-Buchenwald	175	140	315
Perlgras-Buchenwald	165	70	235
Schattenblumen-Buchenwald	130	80	210
Blaubeer-Eichen-Buchenwald	105	65	170
Pfeifengras-Stieleichen-Buchenwald	120	150	270
Straußgras-Eichenwald	110	70	180
Pfeifengras-Stieleichenwald	120	150	270
Blaubeer-Kiefern-Traubeneichenwald	110	60	170
Gras-Winterlinden-Hainbuchenwald	110	70	180
Fiederzwenken-Eichen-Trockenwald	60	75	135
Beerkraut-Kiefernwald	50	60	110
Hügelland			
Hainbuchen-Buchenwald	145	90	235
Winterlinden-Hainbuchenwald	115	95	210
Unteres Bergland			
Bingelkraut-Buchenwald	160	100	260
Orchideen-Buchenwald	125	110	235
Perlgras-Buchenwald	160	100	260
Hainsimsen-Eichen-Buchenwald	145	80	225
Mittleres Bergland			
Waldgersten-Buchenwald	145	110	255
Zahnwurz-Buchenwald	145	110	255
Hainsimsen-Buchenwald	145	80	225
Oberes Bergland			
Wollreitgras-Fichten-Buchenwald	120	85	205
Blaubeer-Fichten-Blockwald	40	80	120

Die derzeitige Form der Landnutzung auf den knapp 10,7 Mio ha Landfläche der ostdeutschen Länder ist mit einem Verlust von über anderthalb Milliarden Tonnen Kohlenstoff (im Mittel 144 t C/ha) gegenüber dem Naturpotential verbunden (Abb. 6). Das aktuelle Speichervermögen beträgt lediglich 44 % der potentiellen natürlichen Vorräte. Ursache hierfür ist die vor allem im Ergebnis der mittelalterlichen Rodungen erfolgte Reduzierung der Waldfläche auf 28 % der Landfläche. Da diese Rodungen bevorzugt auf den besseren Standorten erfolgten, liegt das natürliche Speicherpotential auf den 6,6 Mio ha Offenland mit 272 t C/ha über dem Durchschnitt der gesamten Landfläche. Die derzeitige Waldfläche (3,0 Mio ha) besitzt ein natürliches Speicherpotential von 228 t C/ha, während

**Natürliches Potential
der Speicherung von
organischem Kohlenstoff**

in Tonnen pro Hektar



Wasserflächen

Auf der Grundlage der Karte
der natürlichen Vegetation Europas, Blatt 5
0 100 Kilometer

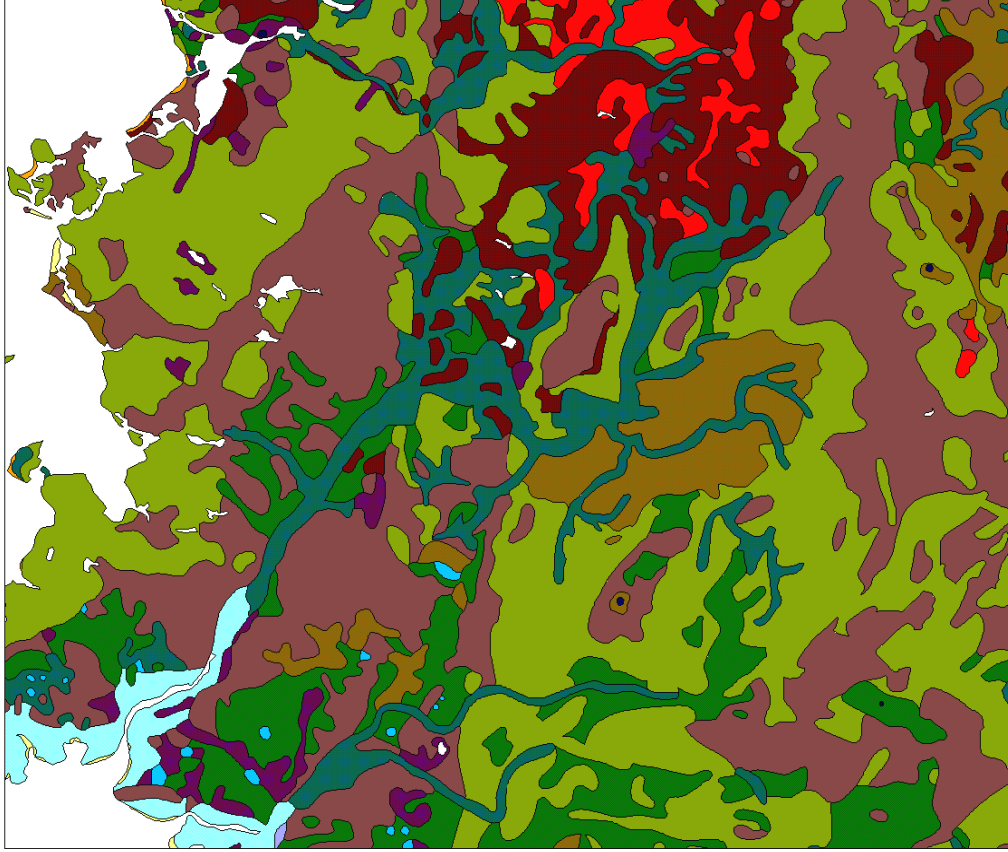


Abb. 5: Natürliches Potential der Speicherung von organischem Kohlenstoff; dargestellt auf Grundlage eines Ausschnittes des Blattes Mitteleuropa der Karte der natürlichen Vegetation Europas (BfN 2001).

das Speichervermögen unter der aktuellen Bestockung mit 208 t C/ha noch 91 % des Naturpotentials beträgt. Diese, wenn auch nur geringe Speicherreserve von etwa 20 t C/ha, kann durch die forstpolitische Orientierung auf den Waldumbau zu Laubmischwäldern langfristig weitgehend erschlossen werden.

5 **Schlußfolgerungen**

Waldökosystemtypen werden über eine weitgehende Homogenität hinsichtlich der wuchsbestimmenden standörtlichen Faktoren, der Vegetationsstrukturen und der in ihnen ablaufenden Prozesse definiert und stellen somit die Elementareinheiten des Waldes dar. Die Karten der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) weisen Vegetationskomplexe aus, die über die natürlichen Elementareinheiten des Waldes definierbar sind. Aufgrund dieser Konstruktion sind PNV-Karten ein geeignetes Mittel, um punktuell gewonnene Erkenntnisse über natürliche Ökosystemstrukturen und -prozesse auf die Fläche zu übertragen. Die dadurch mögliche flächenhafte Darstellung von Naturraumpotentialen macht PNV-Karten zu wichtigen Informationsträgern bei Planungen und Maßnahmen der praktischen Landnutzung.

So belegt die in diesem Beitrag vorgestellte flächenhafte Quantifizierung natürlicher Potentiale der Nettoprimärproduktion und der Vergleich mit den Leistungspotentialen der aktuellen Waldvegetation, daß die Bestrebungen einer weiteren Naturannäherung der Baumartenzusammensetzung, die auf eine starke Reduzierung der heute dominierenden Nadelbaum-Reinbestände zielen, entgegen vielen früheren Ansichten auch zu einer beachtlichen Steigerung der Produktivität der Holzmassenerzeugung führen können.

Aus den Untersuchungen ergeben sich ferner Beiträge zu der viel diskutierten Frage, inwieweit Wälder aufgrund ihrer assimilatorischen Leistungen zu einer CO₂-Reduzierung in der Atmosphäre beitragen können. Die jährlichen CO₂-Emissionen der ostdeutschen Bundesländer (einschließlich Berlin) aus Industrie, Haushalten und Verkehr beliefen sich um 1995 auf etwa 204 Mio t CO₂ bzw. 56 Mio t C pro Jahr (Emissionskataster der Bundesländer, 2000). Das natürliche Speicherpotential desselben Gebietes an organischem C entspricht in etwa 50 Jahresraten dieses CO₂-Ausstoßes. Der gesamte auf der Bezugsfläche durch Waldrodungen und Landnutzung in der Vergangenheit verursachte Netto-C-Verlust entspricht in etwa 28 Jahresraten des heutigen zivilisatorischen CO₂-Ausstoßes. Dieser Wert ist somit auch die theoretische Obergrenze einer durch eine fiktive „Renaturierung“ auf der Gesamtfläche der ostdeutschen Länder über Zeiträume von mehreren hundert Jahren erzielbaren einmaligen C-Fixierung in Boden und natürlicher Vegetation. Die im Zuge eines ökologischen Waldumbaus auf der derzeitigen Waldfläche der ostdeutschen Länder langfristig maximal erschließbare Speicherreserve entspricht lediglich in etwa dem derzeit innerhalb eines Jahres durch Industrie, Haushalte und Verkehr emittierten CO₂.

Eine permanente Reduzierung des atmosphärischen CO₂ kann durch Nutzung und langfristige Festlegung des Holzes als Bauholz bzw. durch Substitution fossiler Energieträger und energieintensiver Materialien durch das zuwachsende Holz erfolgen. Unterstellt man eine Nutzung von 80 % des zuwachsenden Holzes und eine der potentiellen natürlichen Vegetation entsprechende Baumartenzusammensetzung auf der gesamten heutigen Waldfläche der ostdeutschen Bundesländer, so kann der Atmosphäre maximal ein knappes Zehntel der in diesen Ländern derzeit emittierten CO₂-Rate permanent wieder entzogen werden, bei der aktuellen Baumartenzusammensetzung beträgt das maximale Reduktionspotential etwa 8 %.

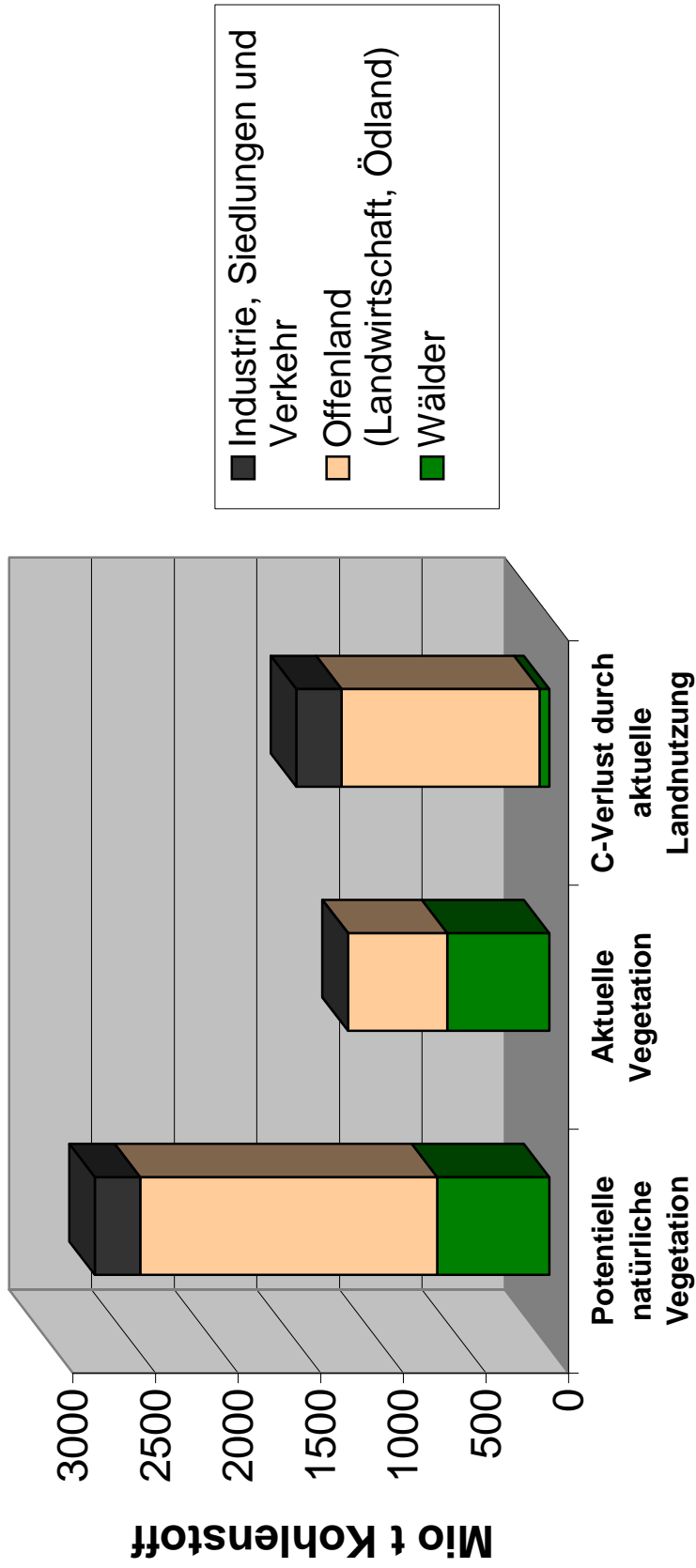


Abb. 6: Speicherkapazität an organischem Kohlenstoff auf der Landfläche der ostdeutschen Bundesländer (10,7 Millionen Hektar). Es sind in verschiedenen Säulen die C-Vorräte bei potentieller natürlicher Vegetation, bei aktueller Vegetation sowie die Differenz zwischen beiden (C-Verlust durch die aktuelle Landnutzung) farblich differenziert auf der heutigen Waldfläche (3,0 Mio Hektar), dem heutigen Offenland (6,6 Mio Hektar) und der für Industrieanlagen, Siedlungen und Verkehrswege genutzten Fläche (1,1 Mio Hektar) dargestellt.

Diese Abschätzungen verdeutlichen die begrenzten Potentiale der CO₂-Reduzierung in der Atmosphäre über die Erhöhung des natürlichen Speichervolumens auf dem Wege von Aufforstungen und Waldumbau sowie durch Nutzung des zuwachsenden Holzes. Sie unterstreichen vor allem die Notwendigkeit von Walderhaltung, Moorschutz und Holzvorratsaufbau in vorhandenen Wäldern als sofort wirksame Mittel im weltweiten Streben nach klimaschützender Kohlenstoff-Festlegung.

Literatur

- BOHN, U. & NEUHÄUSL, R. et al. (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Blatt 5: Mitteleuropa. – In: BOHN, U.; GOLLUB, G. & HETTWER, C. [Bearb.] (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- CO₂-Emissionskataster der Bundesländer. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 60 (2000) ½, S.49-64.
- HARTMANN, F.K. & JAHN, G. (1967): Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes. – Jena.
- HOFMANN, G. (1985): Die potentielle natürliche Nettoprimärproduktion an oberirdischer Pflanzentrockenmasse. – Beitr. Forstwirt. 19: 110-116 (mit Karte).
- HOFMANN, G. (1988): Die Quantifizierung der potentiell-natürlichen Nettoprimärproduktion auf der Grundlage von Vegetationsformen und Vegetationskartierungen. – Petermanns Geographische Mitt. 132(1): 27-34 (mit Karte).
- HOFMANN, G. (1996): Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes. – Mitt. der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg 185: 45-72.
- HOFMANN, G. (1997, 2000): Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild. – AFZ / Der Wald, Sonderausgabe CD-ROM.
- HOFMANN, G. & ANDERS S. (1996): Waldökosysteme als Quellen und Senken für Kohlenstoff. – Beitr. Forstwirt. u. Landschaftsökologie 30: 9-16.
- HOFMANN, G. & JENSSEN, M. (1997): Laubmassen und ihre Entwicklung in mitteleuropäischen Rotbuchenwäldern. – Beitr. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökologie 31: 97-103.
- HOFMANN, G. et al. (2000): Das potentiell-natürliche und derzeitige Waldbild in den ostdeutschen Ländern. – Mitt. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Nr. 196; ISSN 0368-8798.
- JENSSEN, M. (1999): Verbreitete Typen von Wald- und Forstökosystemen als ökologische Elementareinheiten des Waldes mit Grundlageninformationen für Waldbewirtschaftung und Waldstabilität. – In: ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; HOFMANN, G.; JENSSEN, M.; KRAKAU, U. & MÜLLER, J.: Abschlußbericht 1999 zum Vorhaben „Waldökosystemforschung Eberswalde, Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefer-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes“ für das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), FKZ 0339500 C. – BMBF, S. 176-211.
- JENSSEN, M. (2001): An Empirically Based Approach to Self-Organisation in Forest Ecosystems. – In: MATTHIES, M.; MALCHOW, H. & KRIZ, J. (Eds.): Integrative Systems Approaches to Natural and Social Sciences – Systems Science 2000. – Heidelberg (Springer-Verlag Berlin), p. 203-222.
- JENSSEN, M. & HOFMANN, G.: Zur Quantifizierung von Naturnähe und Phytodiversität in Waldungen auf der Grundlage der potentiellen natürlichen Vegetation. – In diesem Band.
- SCAMONI, A. et al. (1975): Karte der natürlichen Vegetation. Karte 12, – In: AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN DER DDR mit VEB H. Haack [Hrsg.]: Atlas DDR. – Gotha, Leipzig (VEB H. Haack).

SCHIKORA, K. et al. (1981): Waldflächen, Wirtschaftsbaumarten-Leistungsklassen. Karte 41,- In:
AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN DER DDR mit VEB H. Haack [Hrsg.]: Atlas DDR. – Gotha, Leipzig
(VEB H. Haack).

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. habil. Gerhard Hofmann, Dr. Martin Jensen

Waldkunde-Institut Eberswalde

Walther-Rathenau-Str. 6a

16225 Eberswalde

DEUTSCHLAND

E-Mail: hofmann@waldkunde-eberswalde.de

Holozäne Meeresspiegelschwankungen und Landschaftsentwicklung in der südlichen Nordsee

Holocene Sea Level Fluctuations and Landscape Development in the Southern North Sea

HOLGER FREUND

Zusammenfassung

Die Küstenregion der südlichen Nordsee hat seit dem Ende der Weichsel-Kaltzeit eine durch hohe Dynamik gekennzeichnete, wechselvolle Geschichte aufzuweisen. In deren Verlauf kam es zu starken Veränderungen und Verschiebungen der Küstenlinie, denen erst in jüngerer Zeit, mit der Perfektionierung des Küstenschutzes durch den Deichbau, Einhalt geboten wurde. Trotzdem sind weiterhin Meeresspiegeländerungen zu verzeichnen, deren Ausmaß in den letzten 2000 Jahren den in der aktuellen Klimadiskussion prognostizierten Werten entspricht. Die Ostfriesischen Inseln waren dennoch in ihrem Bestand nie gefährdet, wenngleich es auch zu massiven Veränderungen der Inselgestalt und -lage oder aber zum Untergang einzelner Inseln gekommen ist. Mit dem Deichbau verschwand an der festländischen Küste auch die bis dahin bestehende fließende Übergangszone zwischen salz- und süßwasserbeeinflusster Vegetation. Der Deich trennt als scharfe Linie diese beiden Bereiche, mit den Salzwiesen im Deichvorland und den zumeist landwirtschaftlich genutzten Marschgebieten binnendeichs.

Abstract

During the Weichselian last glacial maximum (22,000 to 18,000 BP) the sea level was ca. 130 m lower than today, so that most parts of the North Sea were dry land. In the course of the climatic amelioration the sea level rose. At 9,000 years BP the northern limits of the Doggerbank were reached and the subsequent rise in sea level triggered the accumulation of coastal sediments in NW Germany. The pre-existing Pleistocene landscape was gradually inundated and covered with marine deposits. This steep rise probably lasted until 6,500 BP. However, the Holocene transgression did not advance continuously, but was followed by distinct cycles of marine transgression-, stagnation-, and even regression-phases of the sea level. This can be clearly recognized by the presence of peat layers, intercalated in the otherwise clastic Holocene coastal deposits. The development of the coastal landscape since Medieval Times (ca. 1,000 years BP) is characterized by increasing human activities. The coastline was actively shaped through the building of dikes in the 11th century, culminating in a continuous system of winter dikes during the 13th century. This prevented natural sedimentation in the dike-protected hinterland. The consequences of diking were e.g. the compaction of the clayey coastal sediments due to drainage and a higher storm surge level. The latter led to severe breaches of dikes and the formation of new tidal bays such as e.g. the Jade bay near Wilhelmshaven or the Dollart near Emden. In contrast to this, the East Friesian Barrier island kept a more or less natural/semi-natural environment, diking played an unimportant role and did not start until Modern times.

The knowledge of sea level changes over the last 2,000 years has been somewhat limited up until now, due to the lack of dateable material. New evidence has been provided by studies on subfossil saltmarsh

and tidal flat horizons on the East Friesian Islands documenting distinct sea level changes during that period. Due to shoreline displacement and coastal erosion, horizons of subfossil tidal flat and salt marsh deposits which were formed on the landward side of the East Friesian wadden sea islands are now exposed on the seaward side. Along the beach of several islands, a series of such fossil horizons was found at elevations between -0.20 to $+ 2.50$ m NN (NN = German Ordinance Datum, which approximately corresponds to the mean sea level). Pollen, diatoms, botanical macrofossils, geochemistry, and other scientific approaches have been used to precisely reconstruct the elevation of the mean high tide level at different times. Age determinations were based on radiocarbon dating of selected fossil plant remains, as well as of shells of bivalves and snails. On the basis of these studies, a slow rise of the mean high tide level of around 40 cm can be demonstrated for the period from 2,000 BP (before present) to 1,200 BP. At about 550 BP, the mean high tide level was practically the same as today (around NN 1.30 m). However, the sea level rise to this position was not continuous, but was interrupted by a short phase of lowering at about 660 BP. A later phase of lowering after the medieval climatic optimum at about 440 BP can most probably be attributed to a climatic deterioration during the so called "Little Ice Age". Sea level data from the East Friesian Islands show trends similar to those from the West Friesian Islands of the Netherlands.

1 Einleitung

Die neue Karte der potentiellen natürlichen Vegetation (BOHN, NEUHÄUSL et al. 2000/2003) führt deutlich vor Augen, daß weite Teile Europas die Domäne verschiedenster Wälder sind. Ausnahmen bilden hierbei nur die waldlosen Hochmoore, Gewässer, arktische Bereiche und Hochgebirgsregionen jenseits der klimatischen Waldgrenze und Wüsten sowie letztendlich auch die salzwasserbeeinflussten Küsten. Durch zahlreiche pollenanalytische Untersuchungen, die seit dem letzten Jahrhundert angefertigt wurden (s. die zusammenfassenden Arbeiten von FIRBAS 1949, 1952, OVERBECK 1975, LANG 1994 etc.), ist die Vegetationsentwicklung in Europa gut bearbeitet, so daß eine fundierte Grundlage zur Konstruktion der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) zur Verfügung steht. Über die Geschichte der Küstenvegetation ist dagegen verhältnismäßig wenig bekannt. Gute Untersuchungsmöglichkeiten bieten sich hierzu in der südlichen Nordsee im Bereich der nordwestdeutschen Flachmeerküste. Eine unverzichtbare Informationsquelle sind in diesem Zusammenhang u. a. die Ergebnisse archäologischer und naturwissenschaftlicher Untersuchungen in den küstennahen Siedlungsgebieten mit ihren typischen Wohnhügeln (Wurten, Warften, Terpen etc.; KÖRBER-GROHNE 1967, BEHRE 1987, BEHRE & HAARNAGEL 1984, HAARNAGEL 1969, 1979 u. v. a.). In das Küstenholozän eingeschaltete Torfe sowie jüngere, subfossile Salzwiesen- und Wattschichten geben ebenfalls Hinweise auf die Entwicklung der Küstenlinie während des Weichsel-Spätglazials und des anschließenden Holozän. Die Gesamtschau der Ergebnisse zeichnet ein deutliches Bild der wechselvollen Geschichte dieser Küstenregion, die bis zum Einsetzen des Deichbaus im 11. Jahrhundert ungeschützt in das Geschehen der marinen Morphodynamik eingebunden war. Bis zur Eindeichung gab es einen breiten Übergangsbereich zwischen salzwasser- und süßwasserbeeinflusster Vegetation. Dieser Übergang existiert in dieser Form nicht mehr, da der Deich heute eine scharfe Trennlinie zwischen beiden Lebensräumen bildet. Für die außendeichs liegenden Salzwiesen entspricht die aktuelle salzwasserbeeinflusste Vegetation mehr oder weniger der potentiellen natürlichen Vegetation, während für das binnendeichs liegende Marschland eine Bewaldung als hypothetisch konstruierter Vegetationszustand anzunehmen ist.

2 Spätquartäre und holozäne Entwicklung der südlichen Nordseeküste

Im Verlaufe des Quartär hat es im Bereich des südlichen Nordseebeckens eine Vielzahl von Verschiebungen der Küstenlinie gegeben, wobei Kaltzeiten durch Meeresspiegel-Tiefstände und Warmzeiten durch Meeresspiegel-Hochstände gekennzeichnet sind (STREIF 1990, FREUND & STREIF 1999). Die geologische Überlieferung älterer, unter- bzw. mittelpleistozäner Trans- bzw. Regressionszyklen ist hierbei recht lückenhaft, wohingegen der Übergang von der ausgehenden Weichsel-Kaltzeit in das Holozän sowie der gesamte Verlauf der Nacheiszeit sehr gut dokumentiert und untersucht sind.

Zum Zeitpunkt maximaler Abkühlung im Weichsel-Hochglazial, zwischen 22000–18000 Jahren vor heute, waren in Europa große Wassermassen in Form von Gletschereis gebunden. Demzufolge lag der Nordseespiegel ca. 130 m tiefer als heute, so daß die Küstenlinie ca. 350 km nördlich der Doggerbank verlief also ca. 650 km nordwestlich der heutigen Position. Mit der anschließend einsetzenden Wiedererwärmung schmolz das Eis, der Meeresspiegel stieg an, und die Küstenlinie verschob sich rasch über eine ertrinkende Landschaft hinweg landwärts und höher. Der Meeresspiegelanstieg verlief jedoch nicht gleichmäßig, sondern war vor allem während der letzten 7500 Jahre durch eine Abfolge von Anstiegs-, Stillstands- und Rückgangsphasen gekennzeichnet. Dieser wiederkehrende Wechsel führte im Küstenholozän zu einer typischen Wechselfolge von klastischen Sedimenten und organischen Ablagerungen (Abb. 1).

Im Küstenbereich wurde Torfwachstum unter anderem auch durch den stetig steigenden Meeresspiegel begünstigt. Dieser führte im pleistozänen Hinterland zu einem Anheben des Grundwasserspiegels sowie zu einer durch Rückstau bedingten schlechteren Entwässerung im Randbereich des saalezeitlichen Altmoränengebietes (STREIF 1990). In Phasen rasch ansteigenden Meeresspiegels konnte das Moorwachstum jedoch die Meeresspiegel-Anstiegsrate nicht kompensieren, so daß die Torfe unter Salzwassereinfluß gerieten, abstarben und letztendlich von marinen Sedimenten transgressiv überlagert wurden (Abb. 1). Im Küstenbereich werden solche Torfe, die auf eiszeitlichen Ablagerungen entstanden sind, allgemein als Basaltorfe bezeichnet. Steht die Torfbildung jedoch in direktem Zusammenhang mit Brackwassereinflüssen, so werden sie nach LANGE & MENKE (1967) Basistorfe genannt. Kontakte und Überlagerungen von klastischen Sedimenten und Torf sind für die letzten 8600 Jahre gut und häufig belegt (STREIF 1990: 181); im aktuellen Geschehen an der südlichen Nordseeküste sind diese Vorgänge aber eine Seltenheit. Einzig am südlichen Rand des Jadebusens im Sehestedter Außendeichsmoor findet sich noch das Beispiel eines Hochmoorrestes im direkten Kontakt zur offenen See. Dieses Moor ist der letzte kleine Rest eines riesigen Moorkomplexes, der ehemals große Teile des heutigen Jadebusens ausfüllte und schließlich mit dessen Einbruch ausgeräumt wurde (BEHRE & KUČAN 1999).

Gegenläufige Prozesse, mit dem regressiven Vordringen von Küstenrandmooren auf marine Ablagerungen, sind für Phasen verlangsamten Meeresspiegel-Anstiegs beschrieben. Die Transgression des Torfes hielt so lange an, bis eine erneute marine Transgressionsphase das Wachstum stoppte und die Torfe abschließend mit Sedimenten überdeckt wurden (Abb. 1). Diese sogenannten „schwimmenden Torfe“ sind typisch für das nordwestdeutsche Küstenholozän und markieren deutlich den Außenrand damaliger Küstenlinien. Bei den Torfen handelt es sich in der Regel um Niedermoorbildungen. Während die Basal- bzw. Basistorfe noch häufig als Bruchwaldtorfe anzusprechen sind, treten in den „schwimmenden Torfen“ hauptsächlich Schilf- oder *Phragmites*-Torfe bzw. Seggentorfe auf. Nach STREIF (1990) bildeten sich die frühesten dieser „schwimmenden Torfe“ um 5500 bis 4800 v. Chr. Weitere Bildungsphasen schlossen sich zwischen 3600 bis 2800 v. Chr. sowie zwischen

1700 und 300 v. Chr. an. Eine letzte kurze Phase ab der Zeitenwende bis ca. 200 n. Chr. beendete die Zeit flächenhafter Vermoorungen im Küstenrandbereich. Die Gründe für das Ende der Torfbildung sind bislang ungeklärt.

Die holozäne Meeresspiegelanstiegskurve ist aber nicht nur durch Phasen verlangsamten Anstiegs gekennzeichnet, sondern auch durch kurze Abschnitte von Meeresspiegelabsenkung. Hierdurch bildeten sich auf den marinen Sedimenten flächenhaft Böden. Im Küstenraum werden diese fossilen Bodenbildungen als Dwog oder volkstümlich auch als „Schwarze Schnur“ oder „Blauer Strahl“ bezeichnet, da sie in Gräben oder Aufschlußwänden häufig als dunkle Linien in Erscheinung treten (Abb. 1). In den küstennahen minerotrophen Mooren kann es während der Phasen sinkenden Meeresspiegels zur Unterbrechung des Wachstums (oxidative Zehrungshorizonte), bzw. zu einem Umschlag von Niedermoor- zu Hochmoorbildungen, da der Einfluß nährstoffreichen Grund- und Oberflächenwassers unterbunden wurde (BEHRE & STREIF 1980, STREIF 1982, 1990).

Der Mensch nutzte die Zeiten stagnierenden bzw. schwach ansteigenden Meeresspiegels, um die fruchtbaren Marschböden zu ebener Erde, in sogenannten Flachsiedlungen, zu besiedeln. So kam es zum Beispiel zwischen 50 v. Chr. bis 100 n. Chr., in der sogenannten Römischen Kaiserzeit, zu einer Besiedlung der Marsch. Der Anstieg des Nordseespiegels kurz nach der Zeitenwende zwang die Küstenbewohner jedoch schon bald, ihre Wohnplätze in der Marsch zu sichern. Hierzu wurden Wohnhügel – sogenannte Wurten oder Warften – aufgeschüttet, auf denen die neuen Gehöfte errichtet wurden. Einer zweiten Flachsiedlungsphase zum Ausgang der Völkerwanderungszeit schloß sich im Mittelalter eine zweite Wurtenbauphase an. Hierzu wurden neue Wurten errichtet oder bereits bestehende, wüstgefallene kaiserzeitliche Wohnhügel erhöht und wiederverwendet.

Die Zeit des Wurtenbaus endete mit dem Beginn des Deichbaus ab dem 11. Jahrhundert (BEHRE 1999, STREIF 1990). Ein geschlossener Seedeich, der die gesamte Marsch umrahmte, war allerdings erst im 13. Jahrhundert vorhanden. Die durch den Deichbau notwendig gewordene Binnenentwässerung hatte jedoch binnendeichs starke Setzungen der Küstenablagerungen zur Folge. Dies führte bei schweren Sturmfluten und Deichbrüchen im Verlaufe des Mittelalters und der frühen Neuzeit zu verheerenden Katastrophen und Landverlusten, wie im Beispiel der Meereseinbrüche des Dollart oder des Jadebusen (STREIF 1990). Im Verlaufe der Zeit konnten Teile der erlittenen Landverluste durch Eindeichungen wieder zurückgewonnen werden. Heutige Eindeichungen zielen in der Regel nicht mehr auf Landgewinnung, sondern auf die Verkürzung der Deichlinie. Mit der Festlegung der Küstenlinie ist auch die Trennung zwischen salzwasser- und süßwasserbeeinflusster Vegetation festgeschrieben. Dies gilt vor allem für die festländischen Küstenbereiche der südlichen Nordsee, da auf den Ostfriesischen Inseln der Deichbau bis in das letzte Jahrhundert hinein nur eine geringe Rolle gespielt hat.

3 Subfossile Salzwiesen- und Watt Horizonte als natürliche Pegelmarken jüngster Meeresspiegel-Änderungen in der südlichen Nordsee

Der Kenntnisstand über ältere holozäne Meeresspiegel-Änderungen im Bereich der südlichen Nordsee ist, wie die bisherigen Ausführungen belegen, recht gut. Dagegen sind die letzten 2000 Jahre, bis zum Einsetzen regelmäßiger Pegelmessungen, nur lückenhaft dokumentiert. Dies liegt unter anderem daran, daß mit dem einsetzenden Deichbau die natürliche Sedimentation im Küstenholozän unterbunden wurde und somit auswertbare Pegelmarken weitestgehend fehlen. Hervorragende Möglichkeiten, diese Kenntnislücke zu schließen, bieten sich auf den Ostfriesischen Inseln. Hier sind mit subfossilen Watt- und Salzwiesenhorizonten Schichtfolgen überliefert, die exakt den Zeitraum der

letzten 2000 Jahre abdecken.

Daß die Ostfriesischen Barriereinseln nicht lagestabil sind, ist durch geologische Untersuchungen belegt (BARCKHAUSEN 1969, HANISCH 1980, STREIF 1986). Generell lassen sich mit einer W-E- und N-S-Verlagerung zwei Bewegungsrichtungen unterscheiden. Für die Untersuchung von Meeresspiegeländerungen ist vor allem die nordsüdlich gerichtete Bewegung der Inseln von entscheidender Bedeutung. Im Verlauf der letzten 2000 Jahre hat sich die Dünenkette der Inseln um mindestens 500 m nach Süden auf den Salzwiesenbereich verschoben (BARCKHAUSEN 1969, HANISCH 1980, STREIF 1986), so daß dieser zunächst von Dünensand bedeckt und konserviert wurde. Im Vorfeld der vorrückenden Dünenkette bildeten sich neue Salzwiesen, die in ihrer Höhenlage auf den jeweilig vorherrschenden Meeresspiegelstand eingestellt waren. Bei fortschreitender Verlagerung der Inseln streichen die alten Salzwiesenschichten nun heute am seeseitigen Strand einzelner Inseln aus (Abb. 2).

Obwohl die Salzwiesen der Nordseeküste nahezu eben erscheinen, sind sie doch durch eine feine Höhendifferenzierung gekennzeichnet (POTT 1995a, 1995b; Abb. 3). Diese Zonierung ist in erster Linie vom Salzgehalt des Bodens und von der Dauer und der Anzahl der Überflutungen abhängig. Im Vorland der eigentlichen Salzwiesen, im sogenannten Eulitoral, finden sich therophytenreiche Pflanzenbestände aus dem *Salicornion*-Verband. Die schütterere Vegetation wird hier von obligaten Halophyten wie zum Beispiel verschiedenen *Salicornia*-Arten oder *Suaeda maritima* dominiert. Diese Pflanzen fungieren als Sediment- oder Schlickfänger, so daß sich die Geländeoberfläche inselwärts stetig erhöht. Der eigentliche Salzwiesenbereich oder die untere Salzwiese beginnt dann oberhalb der Mittel-Tidehochwasserlinie (MThw) und ist dem Supralitoral zuzuordnen. Bis zu einer Höhe von ca. 35 cm über MThw finden sich die Gesellschaften des *Puccinellion* (*Puccinellietum maritimae*, *Halimonietum portulacoides*). Diese Flächen werden noch ca. 250mal pro Jahr überflutet, wobei im Boden Salzgehalte um 20 ‰ Cl nachweisbar sind. Darüber, im Bereich der oberen Salzwiese, schließen sich mit dem *Plantagini-Limonietum*, dem *Artemisietum maritimae* oder dem *Juncetum gerardii* typische Gesellschaften des *Armerion* an. In dieser Zone ist die Zahl der Überflutungen schon auf 40-70 pro Jahr zurückgegangen, so daß auch der Salzgehalt im Boden mit < 15 ‰ Cl deutlich geringere Werte aufweist als in der unteren Salzwiese (POTT 1995b). Die obere Salzwiese ist auch der höchstgelegene Standort, auf dem noch marine Sedimente abgelagert werden können; darüber ist eine weitere Aufhöhung nur noch durch äolische Sedimentation möglich (FREUND & STREIF 1999).

Diese typische Vegetationsabfolge innerhalb der Watten und Salzwiese hinterläßt im Substrat jeweils eindeutige „Fingerabdrücke“, die in Form von Pollenkörnern und Makroresten (Früchte, Samen, Blätter, Blütenreste etc.) dokumentiert sind (FREUND et al. 2004). Zusätzlich wird die Zonierung auch durch die Zusammensetzung des Kieselalgen-Besatzes nachgezeichnet. Diese „Fingerabdrücke“ oder Signaturen finden sich auch in den subfossilen Ablagerungen wieder, so daß sich ein Höhenbezug, also die relative Position zum Mittel-Tidehochwasser rekonstruieren läßt (FREUND & STREIF 1999, 2000, FREUND et al. 2004). Da die subfossilen Watt- und Salzwiesenschichten heute in unterschiedlichen Höhenlagen (NN -0,20 m bis 2,50 m) ausstreichen und auf der Basis von ¹⁴C-Datierungen eine Zeitspanne von ca. 2000 BP bis 200 BP abdecken, läßt sich ein Zeit/Tiefen-Diagramm der MThw-Entwicklung für diesen Zeitabschnitt aufstellen.

Aus der Gesamtschau aller bisher vorliegenden Erkenntnisse ergibt sich bei der Rekonstruktion von Meeresspiegel-Änderungen im Bereich der südlichen Nordsee folgendes Bild (Abb. 4): Von der Zeitenwende bis in das Frühe Mittelalter (340 v. Chr. – 1015 n. Chr.) ist ein relativ gleichmäßiges

Ansteigen des Nordseespiegels um ca. 40 cm zu beobachten. Anschließend erfolgt ein relativ steiler Anstieg auf ein Niveau, das in etwa dem heutigen entspricht. Dieser Anstieg, der mit dem Erreichen des klimatischen Optimums während des Mittelalters in Verbindung zu bringen ist, erfolgte allerdings nicht gleichmäßig, sondern er war durch eine kurze Absenkungsphase im 14. Jahrhundert unterbrochen. Die Gründe für diese Absenkung sind noch nicht bekannt, Hinweise deuten möglicherweise auf kurzfristig geänderte Tideverhältnisse in Folge größerer Meereseinbrüche (Jadebusen, Dollart etc.) hin. Nach dem mittelalterlichen Hochstand kommt es ab dem 15. Jahrhundert zu einem erneuten Absinken des Meeresspiegels, was vermutlich auf die beginnende Klimaverschlechterung der sogenannten „Kleinen Eiszeit“ zurückzuführen ist. Da moderne Pegelmessungen ein ansteigendes Mittel-Tidehochwasser belegen und im Mittelalter bereits ein dem heutigen Niveau entsprechendes MThw zu verzeichnen war, muß es zwangsläufig in der Zwischenzeit eine Absenkung gegeben haben. Das exakte Ausmaß dieser Absenkung läßt sich aber bislang nur schwer belegen.

Die paläoökologischen Untersuchungen zeigen weiterhin, daß die Vegetationszusammensetzung innerhalb der Vegetationszonen der Salzwiese (Quellerwatt, untere Salzwiese, obere Salzwiese) im Verlauf der Zeit mehr oder weniger gleich geblieben ist. Die am subfossilen Material erarbeiteten Ergebnisse (Pollen, Makroreste, *Diatomeae*) decken sich weitgehend mit denen von rezenten Vergleichsproben und dies, obwohl es im Verlaufe der Zeit zu Klimaänderungen (mittelalterliches Klimaoptimum, Kleine Eiszeit) oder räumlichen Verschiebungen gekommen ist. Dies belegt, daß die extremen natürlichen Rahmenbedingungen (Salzgehalt, Überflutungen, Sauerstoffarmut im Substrat etc.) sehr stabile Spezialistengemeinschaften zur Folge haben. Drastische Veränderungen in der Vegetationszonierung treten dann ein, wenn zum Beispiel durch den Deichbau die natürlichen Rahmenbedingungen grundlegend geändert werden (FREUND et al. 2003). Dies hat dann konsequenterweise auch Auswirkungen auf die Konstruktion der potentiellen natürlichen Vegetation unter der Voraussetzung, daß man den Deich als irreversiblen Eingriff auffaßt. Wäre im Frühen Mittelalter eine Karte der potentiellen natürlichen Vegetation konstruiert worden, so wären auf dieser Karte an der Küste tatsächlich weite Flächen als waldfreie Gebiete mit salzwasserbeeinflußter Vegetation ausgewiesen worden. Durch den Deichbau ist die potentielle Domäne des Waldes nun bis an den Deichfuß vorgedrungen.

Literatur

- BARCKHAUSEN, J. (1969): Entstehung und Entwicklung der Insel Langeoog – Beispiele zur Quartärgeologie und Paläogeographie eines ostfriesischen Küstenabschnittes. – Oldenburger Jahrbuch 69: 239-281.
- BEHRE, K.-E. (1987): Meeresspiegelbewegungen und Siedlungsgeschichte in den Nordseemarschen. – Vorträge Oldenburgische Landschaft 17: 1-47.
- BEHRE, K.-E. (1999): Die Veränderung der niedersächsischen Küstenlinie in den letzten 3000 Jahren und ihre Ursachen. – Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet 26: 9-33.
- BEHRE, K.-E. & HAARNAGEL, W. (1984): Veränderungen des Küstenverlaufs: Niedersachsen. In: KOSSACK, G.; BEHRE, K.-E. & SCHMID, P. (Hrsg.): Archäologische und naturwissenschaftliche Untersuchungen an Siedlungen im deutschen Küstengebiet, 66-82. Weinheim.
- BEHRE, K.-E. & KUČAN, D. (1999): Neue Untersuchungen am Außendeichsmoor bei Sehestedt am Jadebusen. – Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet 26: 35-64.

- BEHRE, K.-E. & STREIF, H. (1980): Kriterien zu Meeresspiegel- und darauf bezogene Grundwasserabsenkungen. – *Eiszeitalter und Gegenwart* 30, 153-160.
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- FIRBAS, F. (1949): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Band 1. – Jena (Fischer) 480 S.
- FIRBAS, F. (1952): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Band 2. – Jena (Fischer) 256 S.
- FREUND, H. & STREIF, H. (1999): Natürliche Pegelmarken für Meeresspiegelschwankungen der letzten 2000 Jahre im Bereich der Insel Juist. – *Petermanns Geographische Mitteilungen* 143: 34-45.
- FREUND, H. & STREIF, H. (2000): Natural sea level indicators recording the fluctuations of the mean high tide level in the southern North Sea. – *Wadden Sea Newsletter* 2: 16-18.
- FREUND, H.; PETERSEN, J. & POTT, R. (2003): Recent and palaeoecological investigations on salt marsh vegetation of the East Friesian barrier islands in the southern North Sea (Germany). – *Phytocoenologia* 33: 349-375.
- FREUND, H.; GERDES, G.; STREIF, H.; DELLWIG, O. & WATERMANN, F. (2004): The indicative meaning of diatoms, pollen and botanical macro fossils for the reconstruction of palaeoenvironments and sea-level fluctuations along the coast of Lower Saxony, Germany. – *Quaternary International* 112: 71-87.
- HAARNAGEL, W. (1969): Die Ergebnisse der Grabung auf der ältereisenzeitlichen Siedlung Boomborg/Hatzum, Kr. Leer, in den Jahren 1965 bis 1967. – *Neue Ausgrabungen und Forschungen in Niedersachsen* 4: 58-97.
- HAARNAGEL, W. (1979): Die Grabung auf der Feddersen Wierde. Methode, Hausbau, Siedlungs- und Wirtschaftsform sowie Sozialstruktur. – *Feddersen Wierde* 2: 1-364.
- HANISCH, J. (1980): Neue Meeresspiegeldaten aus dem Raum Wangerooge. – *Eiszeitalter und Gegenwart* 30: 221-228.
- KÖRBER-GROHNE, U. (1967): Geobotanische Untersuchungen auf der Feddersen Wierde. – *Feddersen Wierde* 1: 1-357.
- LANG, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. – Jena, Stuttgart, New York. (Fischer) 462 S.
- LANGE, W. & MENKE, B. (1967): Beiträge zur frühglazialen erd- und vegetationsgeschichtlichen Entwicklung im Eidergebiet, insbesondere zur Flußgeschichte und zur Genese des sogenannten Basistorfes. – *Meyniana* 17: 29-44.
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte. – Neumünster. (Wachholtz) 719 S.
- POTT, R. (1995a): Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln. – Stuttgart. (Ulmer) 288 S.
- POTT, R. (1995b): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – 2. Aufl., Stuttgart. (Ulmer) 622 S.
- STREIF, H. (1982): The occurrence and significance of peat in the Holocene deposits of the German North Sea coast. – *ILRI publications* 30: 31-41.
- STREIF, H. (1986): Zur Altersstellung und Entwicklung der Ostfriesischen Inseln. – *OFFA* 43: 29-44.
- STREIF, H. (1990): Das ostfriesische Küstengebiet – Nordsee, Inseln, Watten und Marschen. – *Sammlung Geologischer Führer* 57, 2. Aufl., Berlin, Stuttgart (Gebr. Bornträger) 367 S.

Anschrift des Autors:

PD Dr. Holger Freund
Institut für Chemie und Biologie des Meeres
– Meeresstation –
Carl-von-Ossietzky-Universität Oldenburg
Schleusenstr. 1
26 382 Wilhelmshaven
DEUTSCHLAND
E-Mail: holger.freund@icbm.terramare.de



Abb. 1: Grabungsschnitt durch das Küstenholozän in der Bedekaspeler Marsch (Ostfriesland). Der Basaltorf (dunkler Horizont an der Basis), der schwimmende Torf (dunkles Band in der Bildmitte) und eine subfossile Bodenbildung (Dwog) sind deutlich durch klastische marine Einschaltungen getrennt. (Foto H. Freund).

Figure 1: Cross section of the coastal Holocene in the Bedekaspeler marshland (Ostfriesland; Lower Saxony). The basal peat (dark layer at the bottom), an intercalated peat (dark horizon) and a subfossil soil (Dwog, thin dark horizon) are clearly visible. Phases of marine transgression are recognizable by the presence of intercalated greyish, clastic coastal sediments.



Abb. 2: Salzwiesenablagerungen, die ehemals auf der landwärtigen Seite der Ostfriesischen Inseln gebildet wurden, streichen heute, aufgrund von Verlagerungen der Küstenlinie, als subfossile Horizonte am seeseitigen Inselstrand der Insel Juist, aus (Foto H. Freund).

Figure 2: Salt marsh deposits, which were originally formed on the landward side of the barrier islands, exposed on the beach of the seaward side of the Island of Juist due to coastal erosion and shoreline displacement.



Abb. 3: Unbedeichte Salzwiese im Hochsommeraspekt mit einem Vegetationsmosaik aus Strandflieder (*Limonium vulgare*)-, Strandwermut (*Artemisia maritima*)- und Strandquecken (*Agropyron littorale*)-Gesellschaften. Die Vegetationszonierung ist durch geringste Höhenunterschiede bedingt (Foto R. Pott).

Figure 3: Typical vegetation composition of an undiked salt marsh area mainly characterized by *Limonium vulgare*-, *Artemisia maritima*- and *Agropyron littorale*-units. The vegetation pattern is strongly influenced by the altitudinal position within the salt marsh, number and duration of inundation, and soil salinity, respectively.

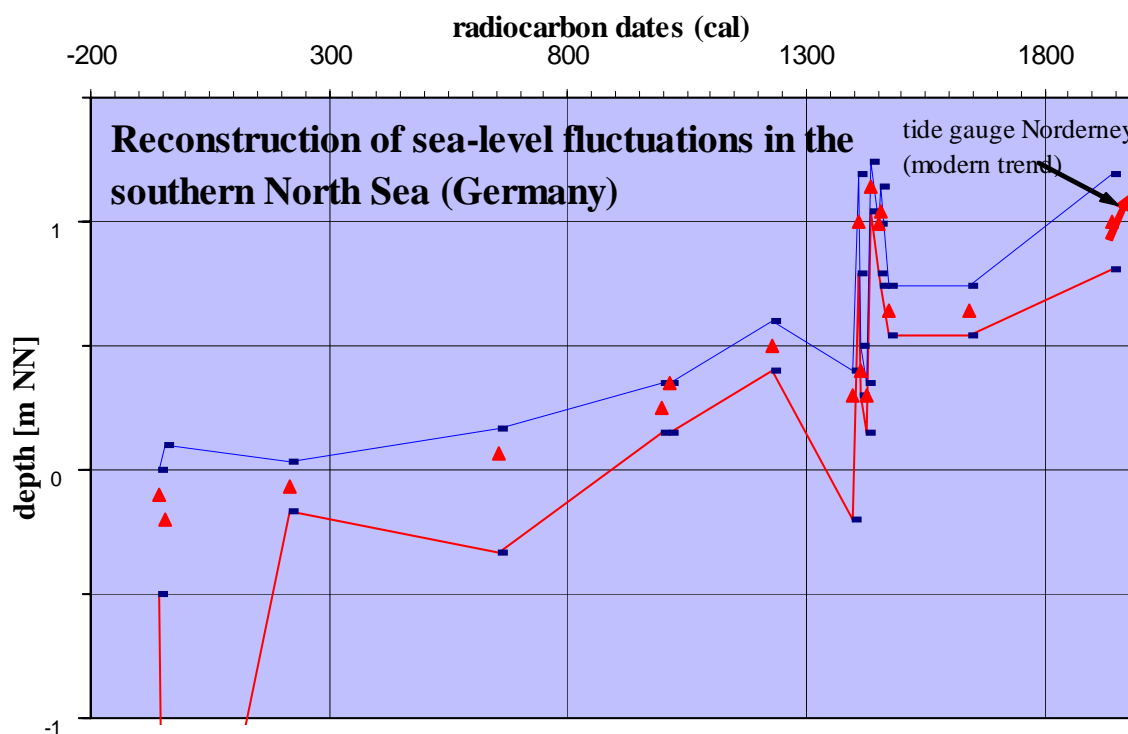


Abb. 4: Rekonstruktion der Meeresspiegelanstiegskurve für den Bereich der südlichen Nordsee. Die blauen Linien geben den möglichen minimalen und maximalen Wert an, die roten Dreiecke markieren die beste Annäherung (best estimate).

Figure 4: Reconstruction of the fluctuations of the mean high tide level over the last 2000 years for the southern North Sea. Minimum and maximum level of the palaeo mean high tide level, based on palaeoecological analysis are marked by the blue lines. Red triangles denote the best estimate.

Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas	2005	439-452	Bundesamt für Naturschutz, Bonn
---	------	---------	---------------------------------

Anwendung (und Auswertung) der Karte der natürlichen Vegetation Europas für Auswirkungen und Szenarios von Klimaänderungen

Application (and Analysis) of the Map of the Natural Vegetation of Europe with Regard to the Impacts and Scenarios of Climate Change

GIAN-RETO WALTHER

Zusammenfassung

Basierend auf dem jüngsten Bericht der IPCC wird ein Überblick über die globale Klimaentwicklung der vergangenen 140 Jahre gegeben sowie über die mittels Proxidaten rekonstruierte Klimaentwicklung der vergangenen 1000 Jahre. Der Einfluß menschlicher Aktivitäten auf den Verlauf dieser Entwicklung wird kurz erläutert, bevor Beispiele für die Auswirkungen der Klimaänderung auf biologische Systeme vorgestellt und diskutiert werden. Auf dieser Basis werden anhand eines Fallbeispiels (Schweiz) Möglichkeiten der Anwendung (und Auswertung) der Karte der natürlichen Vegetation Europas im Hinblick auf Szenarios der Klimaänderung aufgezeigt. Erkenntnisse aus Modellen werden mit Resultaten aus Felduntersuchungen verglichen und bezüglich ihrer Übereinstimmungen bzw. Unterschiede diskutiert.

Abstract

The present paper summarises the recent findings from the IPCC Third Assessment Reports and reflects the most important aspects with regard to the effects on Central European vegetation composition and distribution. An overview on the climatic history of the last 140 years, based on measured data, and the last millennium, reconstructed from proxy data, is provided. The influence of human activities on the global climate is highlighted and some examples from recent findings on the regional impacts of climate change on the behaviour and ranges of species are outlined.

The application and evaluation of the map of the natural vegetation of Europe are demonstrated with regard to the impacts and scenarios of climate change in a case study from Switzerland. A section of the map of the natural vegetation of Europe has been modified analogously to a model in Switzerland in which the spatial distribution of the major zonal forest communities is displayed both with today's climate and under projected climatic conditions. The results of the models are verified with the findings of recent field studies. The comparison revealed similar trends, such as the decreasing number of some montane species as well as the increasing number of thermophilous species, but also discrepancies. Whereas the outcomes of climate models often present potential future equilibrium states, they rarely provide an indication of the time required to reach equilibrium or details of the underlying processes necessary to reach the new state. Thus, field studies are considered the only possibility to reveal inferences on transitional phases of change as well as unexpected impacts, such as the occurrence of new elements in the biota which have not been regarded in the model arrangement. It is suggested that the map of the natural vegetation of Europe be used for the identification of key areas which are particularly sensitive to climate change and the formulation of assumptions for potential future impacts of climate change on the vegetation in Europe.

1 Einleitung

Das Verbreitungsgebiet vieler Pflanzen- und Tierarten wird durch Klimaparameter begrenzt. Die Karte der natürlichen Vegetation Europas soll die vorherrschenden natürlichen Pflanzengemeinschaften wiedergeben, die im Einklang mit den aktuellen klimatischen und edaphischen Gegebenheiten stehen (BOHN 1992). Damit beinhaltet sie auch eine wichtige klimatische Komponente, welche maßgeblich die räumliche Verbreitung und Abgrenzung der betrachteten Einheiten beeinflusst.

Die jüngere Vergangenheit hat – verglichen mit dem langjährigen Mittel der globalen Durchschnittstemperaturen des 20. Jahrhunderts – eine Phase relativer Erwärmung erlebt. Aufgrund von Klimaszenarien wird mit einem weiteren Anstieg der Globaltemperaturen gerechnet, was nicht ohne Auswirkungen auf die Lebewesen dieses Planeten und damit auch auf die Vegetation Europas bleiben kann. Ändern sich die klimatischen Bedingungen eines Lebensraumes, ist auch mit Wanderungen von Arten zu rechnen. Um solche Veränderungen feststellen zu können, wird eine gute Datengrundlage über den aktuellen Zustand der Verteilung der Lebensgemeinschaften benötigt, auf dessen Basis ablaufende Veränderungen und Arealverschiebungen dokumentiert werden können. Für die Vegetation Europas wurde mit der Europakarte eine solche Datengrundlage erarbeitet.

Im folgenden soll über die klimatische Entwicklung der vergangenen 140 Jahre sowie über die mittels Proxidaten rekonstruierte Klimaentwicklung der vergangenen 1000 Jahre ein Überblick gegeben werden. Der Einfluß menschlicher Aktivitäten auf den Verlauf dieser Entwicklung wird kurz erläutert, bevor Beispiele für die Auswirkungen der Klimaänderung auf biologische Systeme vorgestellt und diskutiert werden. Schließlich werden auf dieser Basis Möglichkeiten der Anwendung (und Auswertung) der Karte der natürlichen Vegetation Europas im Hinblick auf Szenarios der Klimaänderung anhand eines Fallbeispiels aufgezeigt.

2 Die Entwicklung globaler Klimaparameter in den vergangenen 140 Jahren

In ihrem Bericht präsentiert die Arbeitsgruppe 1 des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) eine Sammlung von Datenmaterial, welches zusammengenommen ein Bild der globalen Erwärmung aufzeigt (vgl. Kasten).

“An increasing body of observations gives a collective picture of a warming world“

(IPCC 2001a)

Mittlerweile stehen Klimameßreihen zur Verfügung, die sich über fast 150 Jahre erstrecken und die einen eindeutigen Erwärmungstrend aufweisen. Die globale Durchschnitts-

temperatur hat sich demzufolge seit 1856 um 0,6 °C ($\pm 0,2$ °C) erwärmt (IPCC 2001a). Dabei konzentrieren sich die Erwärmungsphasen auf zwei Perioden, die erste von 1910 bis 1945 und die zweite begann 1976 und dauert nach wie vor an (Abb. 1). Interessant in diesem Zusammenhang ist die Tatsache, daß die zehn wärmsten Jahre alle seit 1983 aufgetreten sind, allein acht davon in den 90er Jahren; eine auffällige Häufung von Rekordereignissen. Die 90er Jahre waren somit das wärmste aller gemessenen Jahrzehnte und 1998 das wärmste aller gemessenen Jahre seit 1856.

Wie im jüngsten IPCC-Bericht (IPCC 2001a) nachzulesen ist, haben sich aber noch weitere Klimaparameter verändert. So haben die Niederschlagsmengen in den meisten Gebieten mittlerer und höherer Breiten der Nordhemisphäre während des vergangenen Jahrhunderts um durchschnittlich knapp 1% pro Dekade zugenommen. Die Subtropen weisen in derselben Zeitspanne einen leichten Rückgang auf, während die Tropen wiederum einen leichten Anstieg verzeichnen. Im weiteren hat

auch die Häufigkeit von starken Niederschlagsereignissen in den mittleren und höheren Breiten zugenommen.

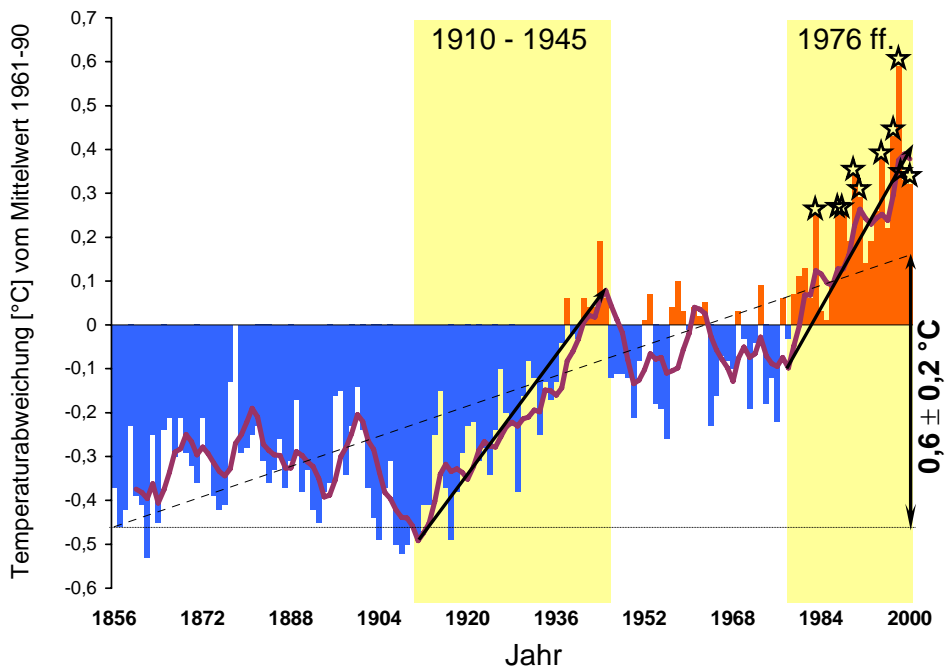


Abb. 1: Gemessene jährliche Abweichungen der globalen Durchschnittstemperatur seit 1856 (mit Angabe der über fünf Jahre gemittelten Werte (ausgezogene Linie) sowie der zehn wärmsten Jahre (weitere Erläuterungen siehe Text). (Quelle: JONES et al. 2000, WMO 2001)

Seit 1950 hat die Häufigkeit extremer Temperaturtiefstwerte abgenommen, während die Höchstwerte in etwas geringerem Maße zugenommen haben. Die nächtlichen Tiefsttemperaturen haben sich durchschnittlich um $0,2^{\circ}\text{C}$ pro Jahrzehnt erhöht, die Zunahme der täglichen Maxima entspricht etwa der Hälfte dieses Wertes. Dadurch hat sich die frostfreie Zeit in vielen Gebieten der mittleren und höheren Breiten verlängert. Ökologische Konsequenzen dieses Umstandes sollen später noch eingehender erläutert werden. Schließlich stimmt auch die festgestellte Zunahme der Bewölkung gut mit der beobachteten Verringerung der täglichen Temperaturspanne überein.

Als weitere Aspekte seien an dieser Stelle der im Verlaufe des 20. Jahrhunderts durchschnittliche Anstieg des Meeresspiegels um 0,1 bis 0,2 m erwähnt, die Abnahme der Schneebedeckung um 10% seit Ende der 1960er Jahre sowie die häufiger werdenden und länger anhaltenden El Niño-Phänomene seit Mitte der 1970er Jahre.

Auch wenn bezüglich des einen oder anderen Parameters noch Unsicherheiten über das quantitative Ausmaß bestehen, so ist doch allen ein einheitlicher Trend in Richtung wärmerer Klimaverhältnisse gemeinsam.

3 Die Entwicklung globaler Klimaparameter im letzten Jahrtausend

Obwohl die eigentlichen Meßreihen „nur“ eine Zeitspanne von 140 Jahren abdecken, kann mittels Proxidaten wie Jahrringe, Eisbohrungen und historischen Aufzeichnungen die Klimaentwicklung der vergangenen 1000 Jahre rekonstruiert werden (siehe IPCC 2001a). Auch über diesen Zeitraum

gesehen zeichnet sich der starke Erwärmungstrend des letzten halben Jahrhunderts deutlich ab (Abb. 2). Der Temperaturanstieg des 20. Jahrhunderts ist der stärkste des ganzen Jahrtausends. Die 90er Jahre waren auch das wärmste Jahrzehnt des Millenniums, das wärmste Jahr des Millenniums war wiederum 1998.

Für einen noch längeren Zeitraum liegen weniger Daten vor; gleiches gilt auch für die Südhemisphäre für die Zeit vor 1861.

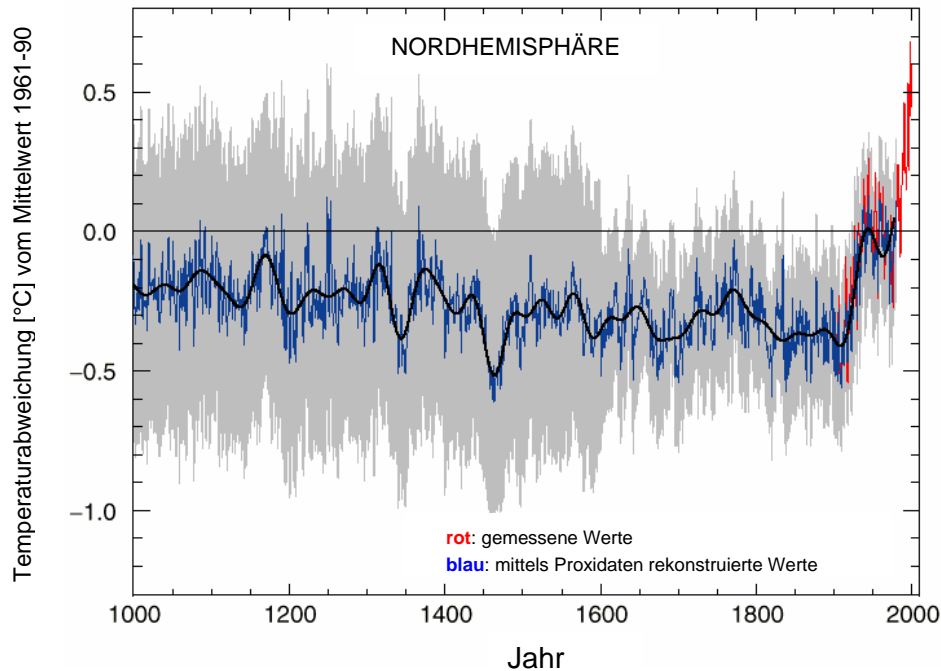


Abb. 2: Aus Proxidaten rekonstruierte und kalibrierte Abweichungen der durchschnittlichen Erdoberflächentemperatur der Nordhemisphäre der vergangenen 1000 Jahre (mit Angabe der über fünfzig Jahre gemittelten Werte schwarze ausgezogene Linie). (verändert nach IPCC 2001a).

4 Der Einfluß menschlicher Aktivitäten auf die globale Klimaentwicklung

Damit steht eine Datenbasis über einen Zeitraum von 1000 Jahren zur Verfügung, vor deren Hintergrund die jüngste Klimaentwicklung interpretiert werden kann.

Der zweite IPCC Bericht von 1995 wies zwar auch schon auf einen menschlichen Einfluß auf die globale Erwärmung hin, formulierte dies aber noch mit vorsichtigen Worten (siehe Kasten). Seither wurden aber Fortschritte verzeichnet, insbesondere die Unsicherheiten und das Ausmaß bezüglich der Anteile der verschiedenen externen Einflüsse betreffend.

“The balance of evidence suggests a discernible human influence on global climate“
 (IPCC 1996)

Während die beobachtete Erwärmung der ersten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts (siehe Abb. 1) auf natürliche Ursachen zurückgeführt werden kann (TETT et al. 1999), weisen die hauptverantwortlichen natürlichen Ursachen für Klimaschwankungen (Sonnenaktivität und Aerosole) für die letzten zwei, möglicherweise sogar vier Jahrzehnte einen negativen Trend auf. Dies könnte auch den mittels Satellitentechnik festgestellten stratosphärischen Abkühlungstrend erklären, der in scheinbarem Widerspruch zu der durch bodennahe Meßstationen ermittelten Erwärmung der

Troposphäre steht. Allerdings wird gerade dieser scheinbare Widerspruch als ein Indiz für den nur die erdoberflächennahen Luftschichten umfassenden Treibhauseffekt gesehen (H. GRASSL, mündl. Mitt.). Somit kann der beobachtete Temperaturanstieg der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts (siehe Abb. 1) nicht allein durch natürliche Ursachen erklärt werden; ein möglicher Einfluß menschlicher Aktivitäten auf das Klima der vergangenen 35 bis 50 Jahre wird immer wahrscheinlicher (STOTT et al. 2000).

Neu in diesem Zusammenhang ist auch, daß die IPCC ihre Aussagen mit statistischen (Un-)Genauigkeitsangaben versieht. Mittlerweile gilt es als sehr unwahrscheinlich (\cong 1-10 % Eintretenswahrscheinlichkeit), daß die Erwärmung der vergangenen 100 Jahre allein mit der natürlichen Variabilität erklärt werden kann. Auch wird die Erwärmung - über die letzten 1000 Jahre

“There is new and stronger evidence, that most of the warming observed over the last 50 years is attributable to human activities“

(IPCC 2001a)

betrachtet - als außergewöhnlich bezeichnet, und es gilt als unwahrscheinlich (\cong 10-33 % Eintretenswahrscheinlichkeit), daß sie allein auf natürliche Ursachen zurückgeführt werden kann. Es wird immer offensichtlicher, daß menschliche Aktivitäten den Hauptanteil an der Erwärmung der vergangenen 50 Jahre tragen (BARNETT et al. 2001).

5 Mögliche Auswirkungen der Klimaerwärmung auf Ökosysteme

Die zweite Arbeitsgruppe der IPCC beschäftigt sich mit der Empfindlichkeit, Anpassungsfähigkeit und Gefährdung natürlicher und gesellschaftlicher Systeme gegenüber der Klimaänderung und deren mögliche Auswirkungen (IPCC 2001b).

Die Gletscher sind weltweit auf dem Rückzug, Permafrost taut, das Eis auf Flüssen und Seen gefriert später und taut früher. Tier- und Pflanzenareale verschieben sich polwärts bzw. in höher gelegene Regionen, Insekten erscheinen im Jahresverlauf früher, und auch die Brutzeit der Vögel beginnt früher. Die Vegetationsperiode verlängert sich, phänologische Verschiebungen sind zu beobachten (vgl. IPCC 2001b und darin zitierte Literatur). Eine Übersicht über solche Beobachtungen liefern auch WALKER & STEFFEN (1997), LOZÁN et al. (1998), HUGHES (2000), MCCARTY (2001), WALTHER (2001a). Natürlich können im Einzelfall auch weitere Faktoren wie Nutzungsänderung oder andere

Einwirkungen eine mitverantwortliche Rolle bei solchen beobachteten Veränderungen spielen, was die Zuordnung einer bestimmten Ursache erschwert. Jedoch ist eines allen beobachteten Veränderungen gemeinsam: Jedes der erwähnten Beispiele, ganz gleich, in welchem Erdteil oder in welcher Klimazone es lokalisiert ist, weist in die Richtung wärmerer Klimabedingungen. Die Wahrscheinlichkeit, daß diese beobachteten

“From the collective evidence, there is high confidence that recent regional changes in temperature have had discernible impacts on many physical and biological systems“

(IPCC 2001b)

Veränderungen rein zufällig in die gleiche Richtung weisen, wird als vernachlässigbar klein angesehen (IPCC 2001b). Demzufolge kommt die IPCC zu dem Schluß, daß die jüngste Klimaerwärmung bereits heute Auswirkungen auf viele physikalische und biologische Systeme zeigt (siehe Kasten).

6 Anwendung (und Auswertung) der Karte der natürlichen Vegetation Europas für Auswirkungen und Szenarios von Klimaänderungen – ein Fallbeispiel

Aufgrund von Klimamodellen wird erwartet, daß sich ganze Vegetationsgürtel nordwärts bzw. in höher gelegene Gebiete verschieben. Wann und wie rasch sich das allerdings vollziehen soll, und ob alle Arten auch mit der durch die Klimaänderung vorgelegten Geschwindigkeit mithalten können, ist jedoch nach wie vor ungewiß. Auch für die Schweiz wurden Modelle erarbeitet, die den Klimaänderungsszenarien entsprechende Vegetationsveränderungen aufzeigen. Für dieses Gebiet gibt es aber auch schon erste Felduntersuchungen mit konkreten Hinweisen auf tatsächlich ablaufende Veränderungen, welche auch auf unerwartete Auswirkungen in diesem Zusammenhang schließen und sich nicht ohne weiteres von Modellen herleiten lassen.

7 Das Modell

Vegetationskundler der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) in Birmensdorf bei Zürich haben versucht, ein Modell auf Klimadaten basierend zu entwickeln, welches die zonale Verbreitung der Schweizerischen Waldgesellschaften möglichst gut abbildet (BRZEZIECKI et al. 1995).

Dieses Modell diene als Basis, um Klimaszenarien zu simulieren, wie das Beispiel in Abbildung 3 (a/b) zeigt. Aus dem Vergleich der beiden Zustände ergeben sich einige Auffälligkeiten. So werden in weiten Teilen des Schweizerischen Mittellandes die Buchenwälder durch Eichen-Hainbuchenwälder abgelöst, und auch die hochmontanen Lagen erfahren einen beträchtlichen Rückgang in ihrer räumlichen Ausdehnung. Könnten auf der Basis der Karte der natürlichen Vegetation Europas ebenfalls solche Szenarien simuliert werden?

Mittels Analogieschlüssen wurde für den gleichen Raum beispielhaft ein mögliches Szenario auch auf die Karte der natürlichen Vegetation Europas angewendet. Das Resultat ist in Abbildung 3 (c/d) dargestellt.

Es zeigen sich wieder dieselben Verschiebungen: Die Buchenwälder ziehen sich aus weiten Teilen des Mittellandes zurück, auch das Areal der hochmontanen Vegetation schrumpft beträchtlich.

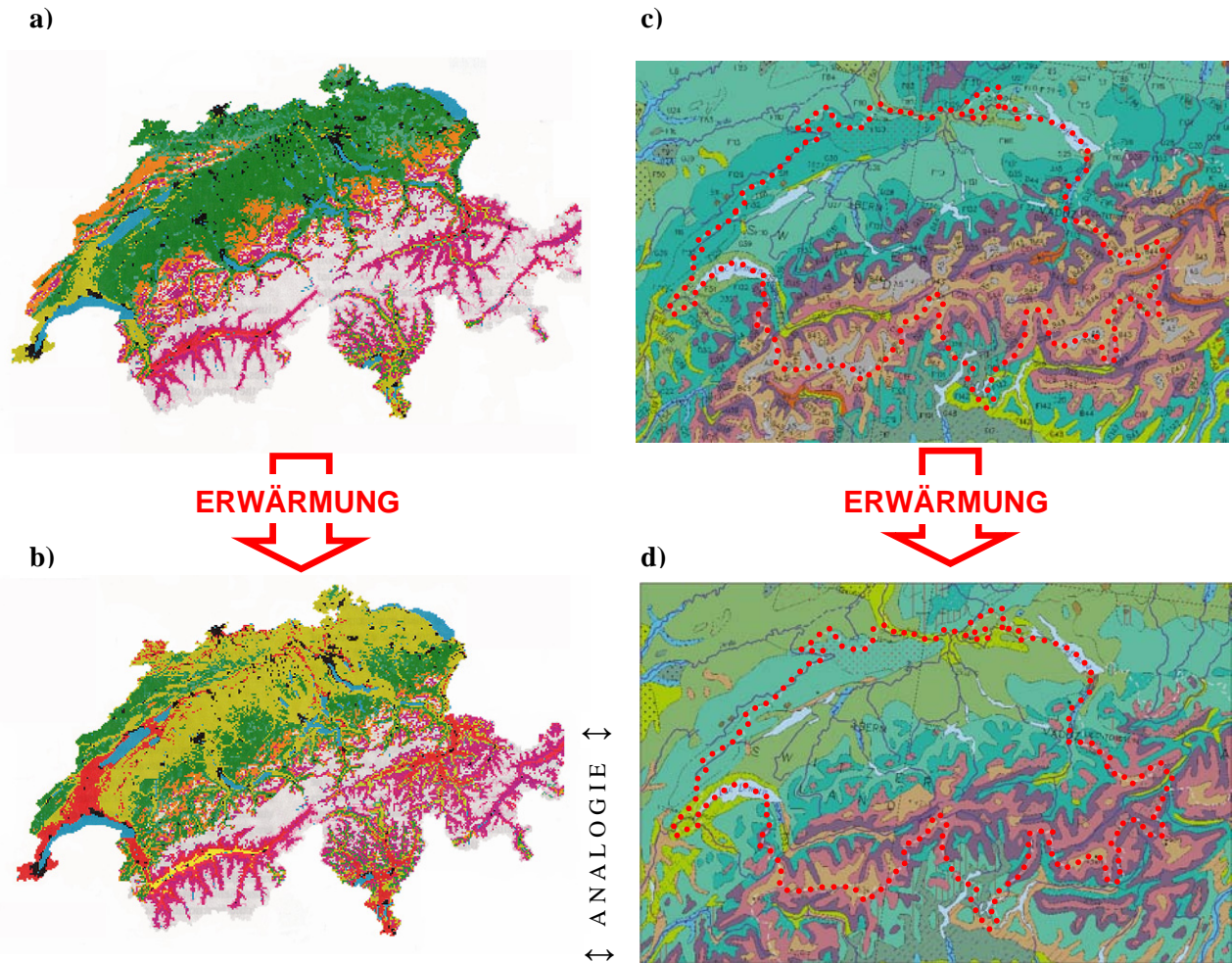
Die Modelle gehen somit von einer allgemeinen Aufwärtswanderung der verschiedenen Vegetationsstufen auf Höhengradienten beziehungsweise Nordwärtswanderung auf Gradienten geographischer Breite aus, wie sie in Abbildung 4 für die erwartete Aufwärtswanderung in schematischer Weise dargestellt ist.

Solche Resultate von Modellierungen sollten jedoch mit einer gewissen Vorsicht interpretiert werden.

“The outcomes of models are often presented as potential vegetation maps based on future equilibrium climates, without an indication of the time required to reach this new stage“

(KAPELLE et al. 1999)

Häufig basieren sie auf angenommenen zukünftigen Gleichgewichtszuständen, ohne aber Angaben über die dynamische Entwicklung zu liefern, die zwischen Ausgangs- und Endzustand ablaufen muß, respektive über die Zeit, welche bis zum Erreichen eines solchen hypothetischen Endzustandes benötigt wird (siehe Kasten).



Legende:

- Eichenwälder
- Hainbuchenwälder
- Buchenwälder
- Tannen-Buchenwälder
- Tannen- /Fichtenwälder
- Alpine Gebiete

Abb. 3: Räumliche Verteilung zonaler Waldvegetationstypen unter (a) heutigen Klimabedingungen und (b) nach einer Erwärmung um ca. 2 °C (verändert nach BRZEZIECKI et al. 1995).

(c): Ausschnitt aus der Karte der natürlichen Vegetation Europas (BOHN et al. 2000/2003), (d) analoges Szenario gemäß BRZEZIECKI et al. 1995 angewendet auf die Karte der natürlichen Vegetation Europas (Legende folgt BOHN et al. 2000/2003).

Feldbeobachtungen

Wir kommen nicht umhin, die mittels Modellen erarbeiteten Szenarien durch Feldbeobachtungen zu prüfen und zu verifizieren. Es stellt sich zum jetzigen Zeitpunkt allerdings die Frage, ob die bislang erfolgte Klimaerwärmung ausreichend war, um bereits beobachtbare Veränderungen in Flora und Fauna hervorzurufen.

In Tieflagenwäldern der Schweiz wurden in den 90er Jahren frühere Vegetationsaufnahmen aus den 50er und 60er Jahren wiederholt und auf ihre Veränderungen ausgewertet. Dabei zeigte sich u.a., daß montane Arten – die sich in dieser Stufe am unteren Rand ihres Verbreitungsareals befinden – eher

abnehmen, während thermophile Arten zunehmen (CARRARO et al. 1999). Am oberen Ende des Höhengradienten haben Österreichische Vegetationskundler eine Aufwärtswanderung der alpin-nivalen Flora festgestellt (GRABHERR et al. 1994, PAULI et al. 1996). Diese Beobachtungen stehen somit im Einklang mit den aufgrund von Modellen erwarteten Wanderungsprozessen. Die „Prognose“ wird demzufolge zumindest teilweise bestätigt.

Allerdings lassen sich auch Unterschiede erkennen. Es kann nicht davon ausgegangen werden, daß sich ganze Vegetationseinheiten gemeinsam verschieben. Die Wanderungsgeschwindigkeiten der einzelnen Arten sind verschieden, und es ist nicht zu erwarten, daß auch alle Arten mit dem gegebenen Tempo der Veränderung Schritt halten können. In alpinen Lagen wurde festgestellt, daß nicht soviel Terrain neu besiedelt wurde, wie eigentlich unter den veränderten Klimabedingungen hätte angenommen werden können. Auch dort zeigt sich, daß noch andere Faktoren bei der Wanderung eine mitentscheidende Rolle spielen. Schließlich können auch ganz neue Akteure in Erscheinung treten, welche keiner Modellanlage entsprechen müssen.

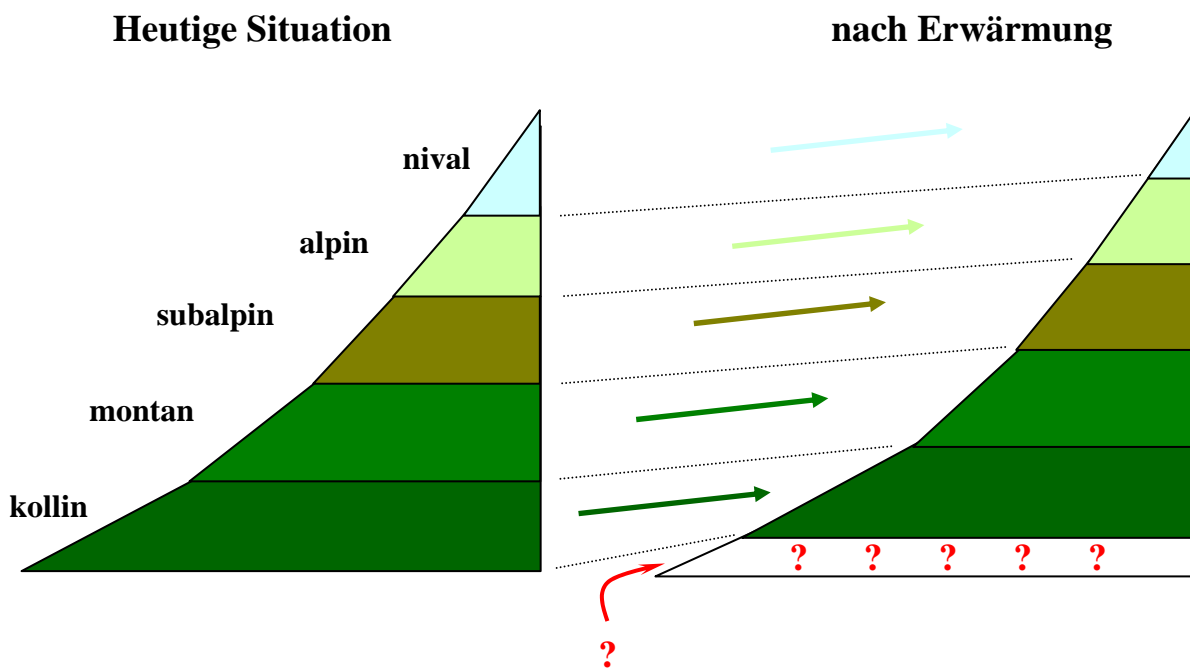


Abb. 4: Schematische Darstellung einer durch Klimaerwärmung induzierten Verschiebung der Vegetationsgürtel auf einem Höhengradienten (verändert nach OZENDA & BOREL 1995 sowie THEURILLAT et al. 1998).

8 Unerwartete Entwicklungen

Bei der angenommenen Aufwärtswanderung von Arten stellt sich auch die Frage, was an unterster Stelle nachrückt (Abb. 4). Das WSL-Modell gibt uns für die tiefstgelegenen Regionen der Schweiz folgende Antwort: Da die Niederschlagsmengen in dieser Region sehr hoch sind, wird keine Einwanderung mediterraner – sprich an Trockenheit angepaßter – Vegetation erwartet, und somit wird diese Region ihren aktuellen Charakter beibehalten (siehe Kasten).



Abb. 5: Winteraufnahmen von Waldabschnitten entlang des Lago Maggiore (Südschweiz).
(oben links: Palme (*Trachycarpus fortunei*) im Vordergrund, mit Kampferbaum (*Cinnamomum glanduliferum*)
in der Baumschicht im Hintergrund; oben rechts: ausgewachsener Kampferbaum (*Cinnamomum glanduliferum*);
unten: Strauchschicht dominiert von exotischer laurophyller Vegetation).

“This would mean that the typical Mediterranean vegetation will not develop here (maybe with the exception of very extreme sites) and that the region will largely retain its actual character“

(BRZEZIECKI et al. 1995)

Unternimmt man allerdings eine Wanderung durch die tiefstgelegenen Wälder am Alpensüdfuß, wird man von einer Vegetation überrascht, die bislang in dieser Region unbekannt war (Abb. 5).

Plötzlich steht man Kampferbäumen und Palmen gegenüber, die man eigentlich in den Subtropen erwartet hätte. Nicht nur optisch, auch aus dem

Vergleich von Vegetationsaufnahmen ist eine deutliche Verschiebung der Dominanzverhältnisse zu Gunsten immergrüner Arten zu beobachten (Abb. 6), welche mittlerweile die tiefstgelegenen Waldbereiche dominieren (Abb. 7).

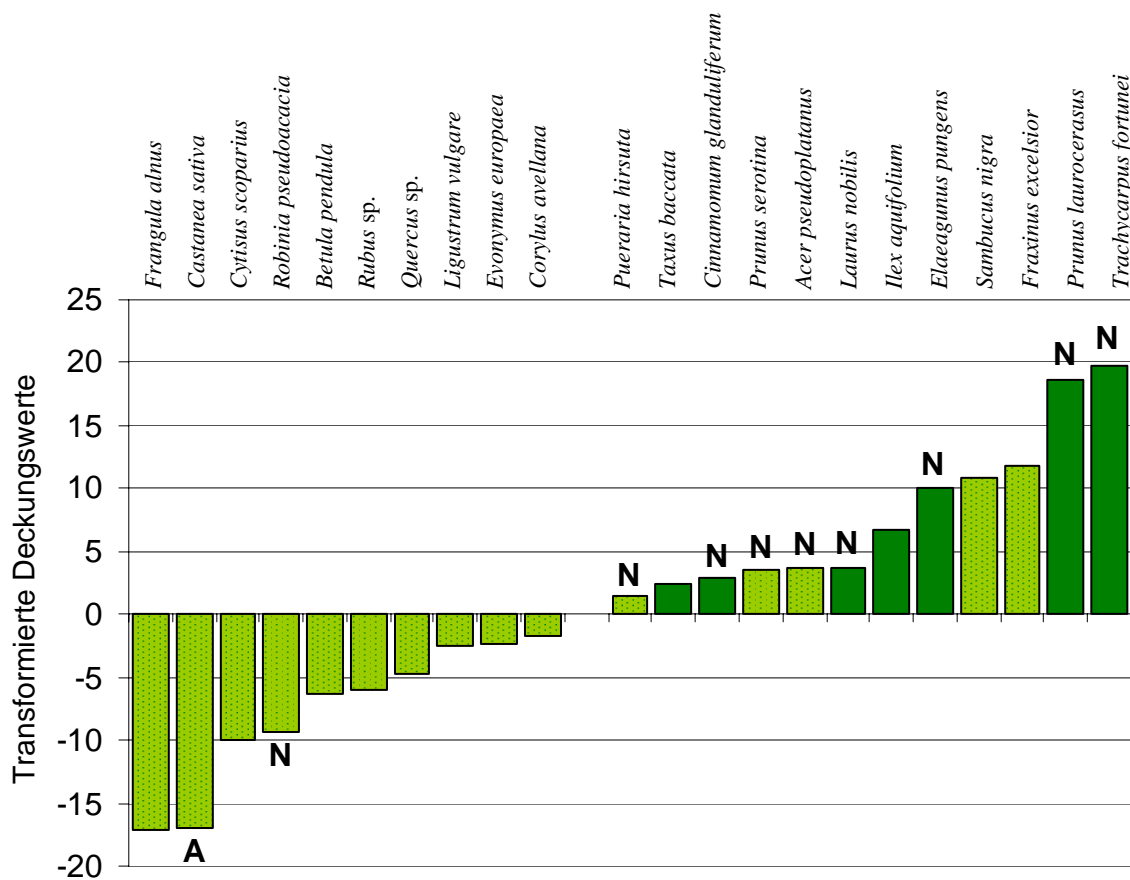


Abb. 6: Relative Änderung der Zusammensetzung der Strauchschicht aus dem Vergleich von Vegetationsaufnahmen von 1975 und 1998 unter Angabe der transformierten Deckungswerte nach Braun-Blanquet (vgl. WALTHER 2000).

Legende: A = Archäophyt, N = Neophyt, ■ sommergrün, ■ immergrün

Es sind die immergrünen Laubholzarten, welche in den letzten Jahren die stärksten Zunahmen verzeichnet haben, darunter auch eine Vielzahl von Arten exotischer Herkunft (eine Übersicht über die Arten und deren Einwanderungsgeschichte liefert WALTHER 1999, 2001b).

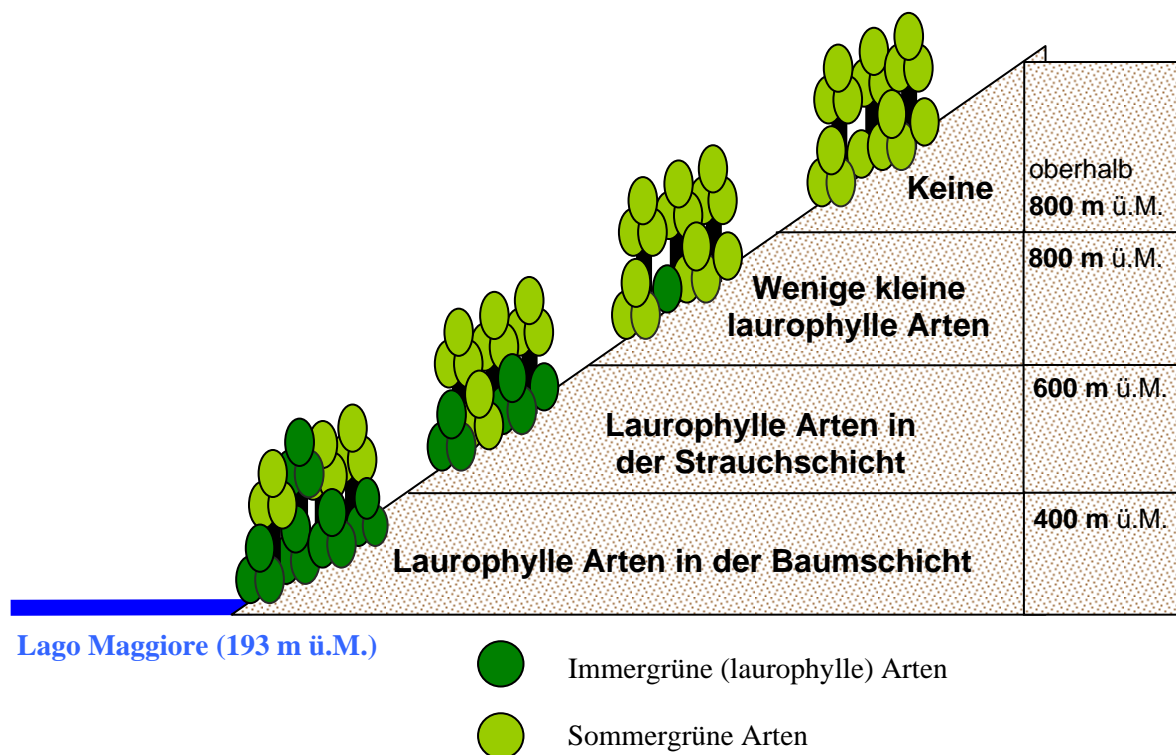


Abb. 7: Höhenzonierung der Verbreitung exotischer immergrüner (= laurophyller) Vegetation am Südhang entlang des Lago Maggiore

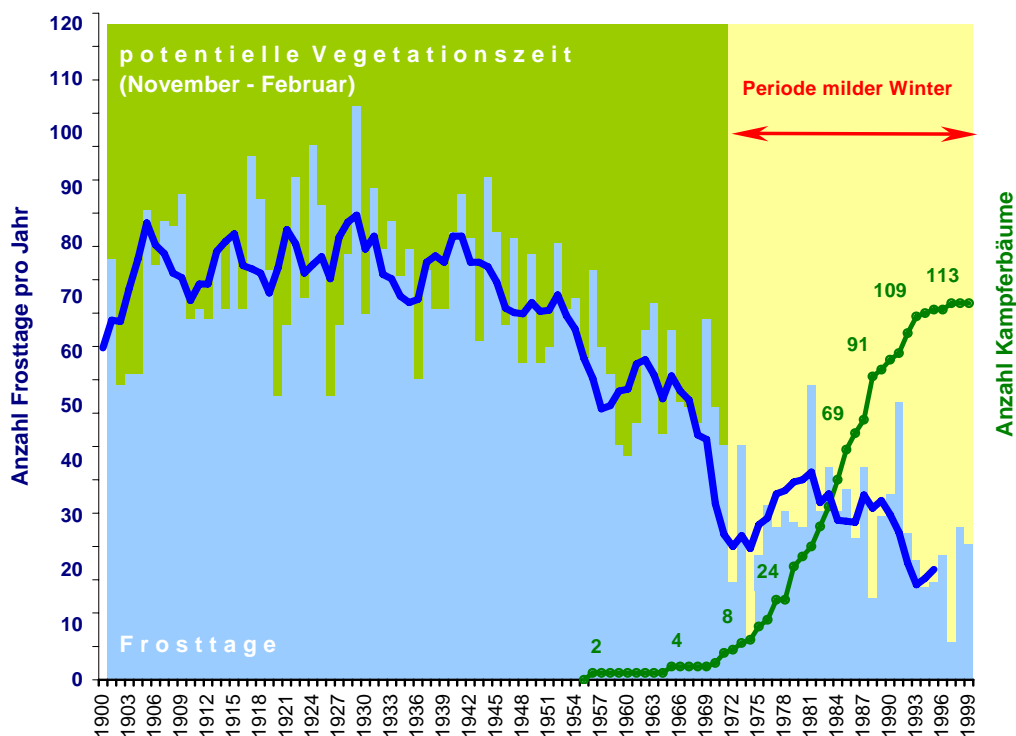


Abb. 8: Veränderung der Anzahl Frosttage pro Jahr im Verlaufe des 20. Jahrhunderts (mit Angabe der über fünf Jahre gemittelten Werte) sowie Populationsentwicklung des Kampferbaumes (*Cinnamomum glanduliferum*) in einem am Südhang gelegenen Waldabschnitt (Altersbestimmung erfolgte mittels Stammbohrungen (SITTIG 1998). (Klimadaten: SMA MeteoSchweiz, Station Lugano)

Der Verdacht, daß die Klimaänderung mitverantwortlich für die Ausbreitung der immergrünen Exoten ist, zeigt sich aus dem Vergleich der Temperaturentwicklung am Beispiel der Anzahl Frosttage, bzw. der Länge der Vegetationsperiode und dem Ausbreitungszeitpunkt der immergrünen Arten am Beispiel des Kampferbaumes. Es fällt auf, daß die Hauptaubreitungszeit exakt in den Bereich mit milderem Wintern fällt (Abb.8 mit Tabelle; siehe auch WALTHER 2000).

Dies ist nur ein Beispiel, das aufzeigen soll, wie regional sich eine Vegetation unter einem sich ändernden Klima entwickeln kann. Es bestehen derzeit nur geringe Zweifel, daß sich die Klimaänderung in den nächsten Jahrzehnten noch verschärfen wird. Unter solchen Szenarien wird in weiten Teilen Europas mit Änderungen der Zusammensetzung von Flora und Fauna zu rechnen sein. Hierfür kann die Karte der natürlichen Vegetation Europas aus dem 20. Jahrhundert eine wichtige Basisinformation für den Ausgangszustand liefern, auf dessen Grundlage solche Änderungen dokumentiert und deren Entwicklung analysiert werden können.

9 **Schlußfolgerungen**

Es wurde an einem Fallbeispiel gezeigt, wie die Karte der natürlichen Vegetation Europas als wertvolle Basis für eine mögliche Vegetationsveränderung im Hinblick auf Klimaänderungsszenarien dienen kann. Mit ihrer Hilfe lassen sich Schlüsselgebiete identifizieren und Annahmen für mögliche Auswirkungen formulieren, wie dies exemplarisch für einen kleinen Ausschnitt aus der Karte der natürlichen Vegetation Europas – in Analogie zu einem bestehenden Modell – gezeigt wurde. Mit solchen Karten lassen sich Übergangsbereiche erkennen, die besonders sensibel auf eine mögliche Klimaänderung reagieren könnten. Dadurch können frühzeitig Gebiete erkannt und ausgeschieden werden, in welchen am raschesten klimabedingte Veränderungen in der Vegetation erwartet werden. Allerdings müssen diese in jedem Fall durch Feldstudien begleitet und unerwartete Entwicklungen dürfen nicht ausgeschlossen werden, wie das Beispiel am Alpensüdfuß gezeigt hat.

Literatur

- BARNETT, T. P.; PIERCE, D. W. & SCHNUR, R. (2001): Detection of anthropogenic climate change in the world's oceans. – *Science* 292: 270-274.
- BOHN, U. (1992): Zum internationalen Projekt einer Karte der natürlichen Vegetation Europas im Maßstab 1:2,5 Mio. – *Natur und Landschaft* 67(10): 476-480.
- BOHN, U.; NEUHÄUSL, R., unter Mitarbeit von GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab/Scale 1:2.500.000. Teil 1/Part 1: Erläuterungstext/Explanatory Text, 655 S./p.; Teil 2/Part 2: Legende/Legend, 153 S./p.; Teil 3/Part 3: Karten/Maps (9 Blätter/Sheets, Legendenblatt/Legend Sheet, Übersichtskarte 1:10 Mio./General Map 1:10 million). – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- BRZEZIECKI, B.; KIENAST, F. & WILDI, O. (1995): Modelling potential impacts of climate change on the spatial distribution of zonal forest communities in Switzerland. – *Journal of Vegetation Science* 6: 257-268.
- CARRARO, G.; KLÖTZLI, F.; WALTHER, G.-R.; GIANONI, P. & MOSSI, R. (1999): Observed changes in vegetation in relation to climate warming. – Final Report NRP 31, Zürich (vdf Hochschulverlag).
- GRABHERR, G.; GOTTFRIED, M. & PAULI, H. (1994): Climate effects on mountain plants. – *Nature* 369: 448.

- HUGHES, L. (2000): Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? – *Trends in Ecology & Evolution* 15(2): 56-61.
- IPCC (1996): *Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. – Cambridge (Cambridge University Press).
- IPCC (2001a): *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. – Cambridge (Cambridge University Press).
- IPCC (2001b): *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. – Cambridge (Cambridge University Press).
- JONES P.D.; PARKER D.E.; OSBORN T.J. & BRIFFA K.R. (2000): Global and hemispheric temperature anomalies - land and marine instrumental records. – In: *Trends: A Compendium of Data on Global Change*. – Oak Ridge (Carbon Dioxide Information Analysis Centre, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy), Tennessee, U.S.A.
- KAPELLE, M.; VAN VUUREN, M.M.I. & BAAS, P. (1999): Priorities in research focusing at the effects of global climate change on biodiversity. – *Biodiversity and Conservation* 8: 1383-1397.
- LOZÁN, J.L.; GRASSL H. & HUPFER P. (Eds.) (1998): *Warnsignal Klima*. – Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- MCCARTY, J.P. (2001): Ecological consequences of recent climate change. – *Conservation Biology* 15(2): 320-331.
- OZENDA, P. & BOREL J.-L. (1995): Possible responses of mountain vegetation to a global climatic change: the case of the Western Alps. – In: GUISAN, A.; HOLTEN, J.I.; SPICHTER R. & TESSIER L. (Eds.): *Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains*. – Genève (Ed. Conserv. Jard. Bot. Genève) p. 137-144.
- PAULI, H.; GOTTFRIED, M. & GRABHERR, G. (1996): Effects of climate change on mountain ecosystems - upward shifting of alpine plants. – *World Resource Review* 8: 382-390.
- SITTIG, E. (1998): *Dendroökologische Rekonstruktion der Einwanderungsdynamik laurophyller Neophyten in Rebbrachen des südlichen Tessins*. – Marburg (Diplomarbeit, Universität Marburg).
- STOTT, P.A.; TETT, S.F.B.; JONES, G.S.; ALLEN, M.R.; MITCHELL, J.F.B. & JENKINS G.J. (2000): External control of 20th century temperature by natural and anthropogenic forcings. – *Science* 290: 2133-2137.
- TETT, S.F.B.; STOTT, P.A.; MYLES, R.A.; INGRAM, W.J. & MITCHELL, J.F.B. (1999): Causes of twentieth-century temperature change near the Earth's surface. – *Nature* 399: 569-572.
- THEURILLAT, J.-P.; FELBER, F.; GEISSLER, P.; GOBAT, J.-M.; FIERZ, M.; FISCHLIN, A.; KÜPFER, P.; SCHLÜSSEL, A.; VELLUTI, C.; ZHAO, G.-F. & WILLIAMS, J. (1998): Sensitivity of Plant and Soil Ecosystems of the Alps to Climate Change. – In: CEBON, P.; DAHINDEN, U.; DAVIES, H.; IMBODEN D.M. & JÄGER C.C. (Eds.): *Views from the Alps – Regional perspectives on Climate Change*. – Massachusetts (MIT Press) p. 225-308.
- WALKER, B. & STEFFEN, W. (1997): An overview of the implications of global change for natural and managed terrestrial ecosystems. – *Conservation Ecology* [online] 1(2): 2.
(<http://www.consecol.org/vol1/iss2/art2>)
- WALTHER, G.-R. (1999): Distribution and limits of evergreen broad-leaved (laurophyllous) species in Switzerland. – *Botanica Helvetica* 109(2): 153-167.
- WALTHER, G.-R. (2000): Climatic forcing on the dispersal of exotic species. – *Phytocoenologia* 30(3-4): 409-430.

- WALTHER, G.-R. (2001a): Adapted behaviour and shifting ranges of species – a result of recent climate warming? – In: WALTHER, G.-R.; BURGA C.A. & EDWARDS P.J. (Eds.): “Fingerprints” of Climate Change – Adapted behaviour and shifting species ranges. – New York and London (Kluwer Academic Plenum Publishers) p. 1-15.
- WALTHER, G.-R. (2001b): Laurophyllisation – a sign of a changing climate? – In: BURGA C.A. & KRATOCHWIL A. (Eds.): Biomonitoring: General and applied aspects on regional and global scales. – Tasks for vegetation science 35: 207-223.
- WMO 2001, WMO statement on the status of the global climate in 2000. – WMO-No. 920, Geneva (World Meteorological Organization).

Anschrift des Autors:

Dr. Gian-Reto Walther
Institut für Geobotanik
Universität Hannover
Nienburger Straße 17
30167 Hannover
DEUTSCHLAND
E-Mail: walther@mbox.geobotanik.uni-hannover.de