

# Tuexenia

Beiheft Nr. 1

Jahrestagung der  
Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft  
in Greifswald 2008



# Tuexenia

Mitteilungen der  
Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

**Beiheft Nr. 1**

Herausgegeben von  
Michael Manthey & Stefan Zerbe

im Auftrag der  
Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Greifswald 2008  
ISSN 1866-3885

**Auftraggeber für die Herausgabe der Tuexenia-Beihefte:**

Dr. Dominique Remy  
(Geschäftsführer der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft)  
Barbarastraße 13  
D-49076 Osnabrück  
Tel.: +49 541 969 2829  
Fax: +49 541 969 2815  
remy@biologie.uni-osnabrueck.de  
[www.tuexenia.de](http://www.tuexenia.de)

**Selbstverlag der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e.V.**

Layout und Satz: Philipp P. Thapa ([philipp@thapa.de](mailto:philipp@thapa.de))

Umschlagkonzept: Goltze-Druck, Göttingen

Titelfoto: Michael Succow

Druck: Druckhaus Panzig, Greifswald

# Inhalt

Vorwort — 5

## Vorträge

Die Entwicklung von Geobotanik  
und Landschaftsökologie in Greifswald — 9

*Michael Succow*

Pflanzengeographische Gliederung Mecklenburg-Vorpommerns — 17

*Michael Manthey*

Flora und Florenwandel im Greifswalder Raum — 23

*Peter König*

Geschichte des Naturschutzes in Mecklenburg-Vorpommern — 25

*Leberecht Jeschke*

Standortsökologische Bioindikation mit Hilfe des  
Vegetationsformenkonzeptes — 33

*Ingo Koska, Florian Jansen, Tiemo Timmermann*

## Exkursionsführer

Küstenlandschaften am Greifswalder Bodden — 53

*Peter König*

Moorvegetation im Peenetal — 73

*Tiemo Timmermann, Ulrich Fischer, Maria Peter*

Kulturlandschaftsentwicklung und Naturschutz auf Rügen — 93

*Almut Spangenberg, Hans D. Knapp*

Dynamik der Naturentwicklung im Müritz-Nationalpark — 113

*Leberecht Jeschke, Michael Manthey*

Unteres Odertal: Flusslandschaft im Spannungsfeld  
zwischen Wasser und Mensch — 135  
*Stefan Zerbe, Michael Succow, Hans-Jörg Wilke, Jan Peters*

Anschriften der Autoren — 155

# Vorwort

Das Institut für Botanik und Landschaftsökologie lädt die Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft zu ihrer Jahrestagung 2008 an die Universität Greifswald in Mecklenburg-Vorpommern ein. Unsere Universität gehört mit ihrer Gründung im Jahr 1456 zu einer der ältesten Universitäten in Deutschland. Neben einer traditionsreichen Universität in der im Kernbereich vorbildlich restaurierten Hansestadt Greifswald werden den Tagungsteilnehmern/innen sehr abwechslungsreiche Landschaften geboten, die sich einerseits unter Jahrhunderte langem Einfluss des Menschen entwickelt haben und andererseits aber auch Elemente von hoher Natürlichkeit und Dynamik aufweisen.

Unterschiedlichste Substratverhältnisse bzw. hydrologische Bedingungen und stark wechselnde Intensitäten der Landnutzung entlang ausgeprägter Klimagradienten haben eine außerordentliche Vielfalt an Ökosystemen mit entsprechendem Artenreichtum entstehen lassen.

In Mecklenburg-Vorpommern, wie auch anderswo, sind in den vergangenen zwei Jahrzehnten neue Wege im Naturschutz eingeschlagen worden. Zahlreiche Großschutzgebiete sowie einige der europaweit größten Feuchtgebiets-Renaturierungsprojekte befinden sich direkt vor unserer Haustür. Wir freuen uns ganz besonders, dass wir neben zahlreichen Kolleginnen und Kollegen des Instituts auch die „Väter“ des Nationalparkprogrammes aus den letzten Tagen der DDR in die Organisation und Durchführung der Tagung einbinden konnten. Wir sind uns sicher, dass die Tagungsteilnehmer/innen die Chance wahrnehmen werden, Informationen aus erster Hand über Entstehung und weitere Entwicklung des „Tafelsilbers der deutschen Einheit“ mit nach Hause zu nehmen.

Die Herausgeber des Exkursionsführers wünschen im Namen des gesamten Vorbereitungs- und Organisationsteams interessante und spannende Exkursionen im nordostdeutschen Tiefland!

*Michael Manthey & Stefan Zerbe*  
Greifswald, im Juni 2008



# Vorträge



# Die Entwicklung von Geobotanik und Landschaftsökologie in Greifswald

– Michael Succow –

## 1 Einführung

Die Beschäftigung mit der Botanik, der *scientia amabilis*, begann an der Universität Greifswald bereits etwa 100 Jahre nach ihrer Gründung im Jahre 1456. Wie es der allgemeinen Entstehungsgeschichte der Botanik entsprach, geschah dies lange Zeit nur als Kräuterkunde innerhalb der medizinischen Ausbildung. So treffen wir in der Reihe der Professoren, welche für die Botanik-Ausbildung verantwortlich zeichneten, bis auf wenige Ausnahmen über drei Jahrhunderte bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts nur Mediziner. Einige wichtige Namen aus dieser Periode sind z. B. Samuel Gustav WILCKE (ca. 1740–1790), Christian Ehrenfried WEIGEL (1748–1831), Christian Friedrich HORNSCHUCH (1793–1850) und Julius MÜNTER (1815–1885). Als besonders wichtige Botaniker der Mitte des 20. Jahrhunderts, welche die Greifswalder Botanik nach dem Krieg geprägt haben, wären Robert BAUCH und vor allem Heinrich BORRIS zu nennen. Eine ausführliche Darstellung der Entwicklung der Botanik an der Greifswalder Universität bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts gibt BORRIS (1956)

Der eigentlich Beginn der Geobotanik in Greifswald ist eng mit dem Namen Werner ROTHMALER verbunden. In den neun Jahren (1953–1962), die Werner ROTHMALER in Greifswald wirkte, wurden durch ihn die Forschungsgebiete Taxonomie, Chorologie/Pflanzenkartierung und Vegetationskunde begründet, die letzteren beiden wurden für Greifswald neu aufgebaut. Er schuf durch seine beeindruckende Persönlichkeit, seine Freundlichkeit und unkonventionelle Art eine sehr inspirierende und unkonventionelle Atmosphäre am damaligen Institut für Agrobiologie, die sich u. a. in der Gründung des bis heute existierenden wissenschaftlichen Studentenzirkels „Jean Baptiste de Lamarck“ manifestierte. Werner ROTHMALER gelang es, seinen Schüler Franz FUKAREK als wissenschaftlichen Mitarbeiter von der Universität Halle für Greifswald zu gewinnen. Er gründete 1954 die Arbeitsgemeinschaft Mecklenburger Floristen. Der frühe Tod ROTHMALERS hinterließ ein großes Vakuum, welches lediglich durch eine kleine Abteilung Taxonomie und Vegetationskunde, von Franz FUKAREK geleitet, teilweise gefüllt wurde. FUKAREK führte die von ROTHMALER begründete pflanzengeographische Kartierung fort und leitete von Greifswald aus die Arbeitsgemeinschaft Mecklenburger Floristen. Als Ergebnis der aktiven Arbeit der

AG sind zahlreiche Arbeiten zur Pflanzengeographie Mecklenburg-Vorpommerns erschienen.

## **2 Vom Botanischen Institut zum Institut für Botanik und Landschaftsökologie**

Mit meiner Berufung als Nachfolger FUKAREKS auf den neu konzipierten Lehrstuhl für Geobotanik und Landschaftsökologie und der Übernahme der Leitung des Botanischen Institutes im Jahr 1992 erfolgte eine umfassende Neuorientierung der Lehr- und Forschungsausrichtung. Die fachliche Neuorientierung der Biologie an der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald verfolgte nach der politischen Wende das Ziel die organismisch und ökologisch ausgerichtete Biologie zu verstärken. So wurde als notwendiges zweites Standbein neben dem schon gut etablierten molekularbiologisch-biochemisch-genetischen Schwerpunkt in der Mikrobiologie bereits 1991 das Hauptfach Ökologie eingeführt.

In diesem Kontext war es möglich, zum Wintersemester 1993 ein weiteres Hauptfach innerhalb des Studienganges Biologie einzuführen: Landschaftsökologie und Naturschutz. Dies war in dieser Form neu für Deutschland und wurde von Studierenden aus allen Teilen Deutschlands sofort angenommen. Die ersten größeren Forschungsprojekte, finanziert aus Mitteln des Bundesforschungsministeriums, der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, des Stifterverbandes für die Deutsche Wissenschaft, der Länder Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg brachten neue Impulse durch zahlreiche junge Wissenschaftler aus ganz Deutschland und den Niederlanden, die wesentlich zur Erneuerung des Instituts beitrugen. Mit vergleichsweise geringen Mitteln wurde vieles umgestaltet, auch das bedeutende, in der Zeit Rothmalers so geschätzte Herbarium, bekam mit Hilfe von Fördermitteln des Stifterverbandes für die Deutsche Wissenschaft endlich eine ihm gerechte Unterbringung und wissenschaftliche Aufarbeitung.

Die Besetzung der freien Professuren gestaltete sich indessen als ein sehr langwieriges Unterfangen, verbunden mit herben Enttäuschungen in Form von Absagen. Die Greifswalder Bedingungen entsprachen offenbar noch längst nicht bundesdeutschen Standards. So war es erst nach sechs Jahren Vakanz möglich, den Lehrstuhl für Allgemeine und Spezielle Botanik zum Sommersemester 2002 mit Professor Martin SCHNITTLER als Nachfolger von Hanns KREISEL neu zu besetzen. Eine qualifizierte Lehre und Forschung in diesem Kernbereich der traditionsreichen Greifswalder Botanik konnte damit endlich wieder fortgesetzt werden.

Es zeigte sich aber schon bald, dass die immer bedeutsameren sozial- und wirtschaftswissenschaftlichen Komponenten einer modernen Landschaftsökologie nur schwer in die bestehenden Strukturen eines Biologiestudiums zu in-

tegrieren waren. Somit war es folgerichtig, die Landschaftsökologie als einen eigenständigen Studiengang neben die traditionelle Biologie zu stellen. Dabei sollte die Landschaftsökologie als integrierender Wissenschaftszweig mit der praktischen Umsetzung im Naturschutz verbunden werden. Ab dem Wintersemester 1996/1997 konnte dieser neue Studiengang „Landschaftsökologie und Naturschutz“ beginnen. Während das gleichnamige Hauptfach Landschaftsökologie und Naturschutz innerhalb des Studiengangs Diplom-Biologie erfolgreich weitergeführt wird, liegt die Besonderheit des neuen Studienganges in bereits im Grundstudium verankerten geistes- und wirtschaftswissenschaftlichen Ausbildungsinhalten, der wachsenden Einflussnahme des Menschen auf die Landschaft und den Naturhaushalt Rechnung tragend. Der Ausbau der interdisziplinären Zusammenarbeit innerhalb der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät, insbesondere mit dem Geographischen Institut und darüber hinaus mit praktisch allen anderen Fakultäten unserer Universität waren wesentliche Ziele. Für dieses erweiterte Profil war die Einwerbung von Stiftungsprofessuren für die Abdeckung der neuen Ausbildungsinhalte zwingend notwendig. Die Einwerbung von vier Stiftungsprofessuren mit ihrer guten personellen und materiellen Ausstattung waren der entscheidende Durchbruch bei der Erneuerung des Botanischen Institutes. Neue, fakultätsübergreifende Wissenschaftsfelder konnten erschlossen werden. Sie brachten Interdisziplinarität, motivierte Studenten und Mitarbeiter und zunehmend auch Internationalität.

Bei den eingeworbenen Stiftungsprofessuren handelt es sich um:

- den Lehrstuhl für Landschaftsökonomie (seit 1996, finanziert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, besetzt mit Professor Dr. Ulrich HAM-PICKE)
- die Professur für Umweltethik (seit 1997, finanziert durch die Michael Otto Stiftung für Umweltschutz, Hamburg, besetzt mit Professor Dr. Konrad OTT)
- die Professur für Internationalen Naturschutz (seit 1998, finanziert durch den Stifterverband der Deutschen Wissenschaften, bis einschließlich 2007 von Professor Dr. Manfred NIEKISCH wahrgenommen)
- die Professur für Biodiversität (seit 1999, ebenfalls getragen von der Michael Otto Stiftung, und für drei Jahre mit Professor Dr. Udo SCHICK-HOFF besetzt).

Diese Stiftungsprofessuren konnten mit Ausnahme der Biodiversitätsprofessur nach fünfjähriger, durch Drittmittel finanzierter Laufzeit durch unsere Universität weitergeführt werden.

Mit einem Angebot der sieben Haupt- bzw. Nebenfächern Vegetationsökologie, Moorökologie, Gewässerökologie, Landnutzung/Landschaftsökonomie, Internationaler Naturschutz und Umweltethik sowie Tierökologie hat sich der neue Studiengang zu einer wesentlichen Bereicherung unserer Universität entwi-

ckelt. In den ersten fünfzehn Jahren haben an unserem Institut über 250 Studenten erfolgreich ihr Diplom absolviert, anfänglich meist im Hauptfach Landschaftsökologie und Naturschutz innerhalb des Studienganges Biologie, nun überwiegend im neuen Studiengang.

Die Zahl der jährlichen Studienbewerber des neuen Studienganges übersteigt die Aufnahmequote von anfangs 17, später 27 Studenten und gegenwärtig 40 um ein Vielfaches. Das Botanische Institut wurde zu einem wichtigen Teil innerhalb der Biologie und natürlich auch der gesamten Ernst-Moritz-Arndt-Universität. Mit einer auf der Vegetationsökologie fußenden, interdisziplinär angelegten Landschaftsökologie ist in Deutschland ein neuer und eigenständiger Platz gesichert worden mit internationaler Ausstrahlung. Die Landschaftsökologie zählt seit 2005 zu einem der fünf Forschungsschwerpunkte der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.

Als große Herausforderung stand in jüngster Zeit die Internationalisierung des Studienganges „Landschaftsökologie und Naturschutz“ in Form eines zusätzlichen zweijährigen englischsprachigen internationalen Aufbaustudienganges „Landscape Ecology and Nature Conservation“. Zum Wintersemester 2007 konnte dieser Masterstudiengang mit ersten Studenten aus Nepal, Turkmenistan und China begonnen werden.

### **3 Ein Ausblick: Vegetationsökologische und landschaftsökologische Fragestellungen in Zeiten anthropogen bedingten Klimawandels**

Die Bedürfnisse einer wachsenden Menschheit zu befriedigen und dabei gleichzeitig den Naturhaushalt als überlebensnotwendige Grundlage für unser Fortbestehen zu sichern, stellen gegenwärtig für die menschliche Zivilisation die wohl größten Herausforderungen dar. Die anthropogen ausgelösten, sich global dramatisch verändernden Umweltrahmenbedingungen (Klimawandel, Biodiversitätsverlust) führen zwangsläufig zu tief greifenden Veränderungen der Vegetationsdecke der Erde und daraus resultierenden Verwerfungen der menschlichen Gesellschaften. In diesem Dilemma wird der Schutz von Boden und Vegetation, d. h. unserer natürlichen Lebensgrundlage, im ureigensten Interesse der Menschheit zur bedeutendsten Sozialleistung der Zukunft. Die Funktionstüchtigkeit der Biosphäre der Erde wird entscheidend durch die bislang noch nicht genutzten, noch nicht wesentlich beeinträchtigten Ökosysteme gewährleistet. Hier gehören Recycling und Kohlenstofffestlegung, Grundwasserbildung und Kühlung, Mehrung der Fruchtbarkeit und kontinuierliche Erhöhung der Biodiversität im Ergebnis evolutionärer Prozesse zu den Grundleistungen. In intakten Ökosys-

temen entfällt jedes Reparieren und Renaturieren. Deshalb muss der Erhalt bzw. der Wiederherstellung der Funktionstüchtigkeit der Ökosysteme hohe Priorität haben. Ein entscheidender Schlüssel zur Zukunftssicherung wäre, endlich die ökologischen Leistungen insbesondere der noch unangetasteten Ökosysteme in Wert zu setzen, d.h. sie in unser Preissystem einzubeziehen. Zumal es sich im Ergebnis zunehmender anthropogener Veränderung des Naturhaushaltes um immer knapper werdende Güter handelt. Da das noch nicht der Fall ist, bleibt vorläufig nur der Weg, die noch verbliebenen natürlichen Ökosysteme durch weiträumige Schutzgebiete, in denen bewusst auf jede materielle menschliche Nutzung und Gestaltung verzichtet wird, zu sichern. Bezogen auf die Landflächen der Erde müsste es sich dabei um 20–25 % handeln. Die natürliche Vegetationsdecke hat sich in einem Jahrtausende währenden Prozess entsprechend den sich verändernden edaphisch-klimatischen Bedingungen mit spezifischen Artenpotenzialen selektiert und eingepasst. Deshalb spielen diese nutzungsfreien Lebensräume eine bedeutende Rolle im Naturhaushalt und haben höchsten Naturschutzwert. In ihnen haben sich fein abgestimmte Lebensgemeinschaften entwickelt, die es anderswo auf der Erde so nicht wieder gibt. In Mitteleuropa sind dies vor allem die Laubwälder mit ihren darin eingebetteten Mooren und Seen, die Fließgewässer mit ihren Auen, die Naturräume der Küsten von Nord- und Ostsee, sowie die Gebirge.

Unabhängig von der Sicherung der Naturlandschaften bzw. der Ausweisung von Naturentwicklungsräumen muss künftig bei allen Formen der Landschaftsnutzung der Erhalt der Funktionstüchtigkeit, das heißt eine dauerhaft umweltgerechte Form der Ökosystemnutzung Priorität haben.

Diese einführende Situationsanalyse und die daraus abgeleitete Aufgabenstellung machen zwangsläufig bewusst, dass das Verständnis der Vegetationsdecke ein Schlüssel für das Landschaftsverständnis bildet. In Zeiten einer sich dramatisch verändernden Vegetationsdecke, sei es durch immer intensiver werdende Landnutzungsformen oder im Ergebnis des sich global und differenziert vollziehenden rasanten Klimawandels, ist eine landschaftlich orientierte Vegetationsökologie ein Forschungsgebiet von hoher gesellschaftlicher Bedeutung. Wichtige Teildisziplinen innerhalb dieses Ansatzes sind Pflanzengeographie/Arealkunde, Bioindikation, Bilanzierung von Stoffflüssen/Stoffumsätzen in Ökosystemen, aber auch die Paläoökologie. Fragen der Funktion bzw. Funktionstüchtigkeit bzw. der ökologischen Leistungen von Ökosystemen gewinnen innerhalb einer landschaftlich ausgerichteten Vegetations- und Biodiversitätsforschung eine zentrale Stellung. Die Suche und Umsetzung von ökologisch verträglichen, d.h. alternativen Landnutzungsformen ist ein weiteres aktuelles Feld vegetations- und landschaftsökologischer Forschung im engen Verbund mit der Agrarforschung.

Die höhere Kohlenstoffverfügbarkeit für die Vegetationsdecke infolge der Erhöhung des CO<sub>2</sub>-Gehaltes der Atmosphäre, die zunehmende anthropogene

Nährstoffdeposition (insbesondere N und P) in der gesamten Landschaft bedingen zwangsläufig eine Steigerung der Phytoproduktivität, soweit ausreichend Wasser zur Verfügung steht. Das gilt insbesondere auch für bislang ertragschwache Standorte. Verbunden mit der Klimaveränderung sowie anthropogen oder indirekt klimatisch bedingten Veränderungen des Landschaftswasserhaushaltes haben all diese Wandlungen einen gravierenden Einfluss auf die Vegetationsdecke und Biodiversität sowohl der natürlichen Ökosysteme als auch ihrer anthropogen Abwandlungsformen.

Die vegetationskundlichen Arbeiten, die während der ROTHMALER-FUKAREK-Zeit in einer Phase der vorindustriellen Landnutzung mit geringer Nährstoffdeposition in Wäldern, im Grünland, auf Äckern, in Seen und Mooren des nordostdeutschen Tieflandes erfolgten, sind unwiederbringliche Zeitdokumente einer nicht wieder herstellbaren Vegetationsfülle und Vegetationsdifferenzierung. Ein großer Teil dieser Untersuchungsräume konnte im letzten Jahrzehnt einer erneuten Bearbeitung unterzogen werden. In diesem Zusammenhang ist insbesondere das Werk von Peter KÖNIG (siehe Beitrag in diesem Heft bzw. KÖNIG 2005) herauszustellen. Es dürfte zumindest für Deutschland die gründlichste Analyse zum Florenwandel eines ausgewählten Naturraumes darstellen, basierend auf den äußerst gründlichen Erhebungen von vier Messtischblättern im Umkreis von Greifswald im Zeitraum 1965–1970 unter der Leitung von FUKAREK. Die vegetations- und standortkundliche Zustandserfassung einschließlich der Erstellung von Vegetationskarten in den verschiedensten Landschaften und Ökosystemen Nordostdeutschlands bildeten nach der politischen Wende einen wesentlichen Teil der Qualifizierungs- und Forschungsarbeiten des Instituts. Ein immens wichtiges Datenmaterial in Hinblick auf die in den nächsten Jahrzehnten zu erwartenden weiteren Standorts- und Vegetationsveränderungen konnten so erarbeitet werden. Das Verfahren der Naturraumkunde und speziell das Vegetationsformen-Konzept ermöglichen für all diese Arbeiten eine einheitliche, bioindikatorisch orientierte Datenerhebung und Befundsbewertung. Diese Arbeitsmethode konnte ebenso erfolgreich bei den vegetationskundlichen und landschaftsökologischen Forschungen in den vielfältigen Naturräumen außerhalb Deutschlands angewandt werden.

War es vor 50 Jahren neben der Vegetationsinventur noch ein wesentliches Anliegen vegetationskundlicher Forschung, einen Beitrag zur Steigerung des Ertragspotenzials von Standorten zu leisten, so stehen heute ganz andere Fragestellungen für unseren Wissenschaftszweig im Blickpunkt:

- Rolle der Ökosysteme im Naturhaushalt
- Ökologische Leistungen und ihre Inwertsetzung (Monetarisierung)
- Absoluter Schutz aller bisher noch intakten, unangetasteten Naturräume
- Dauerhaft umweltgerechte Formen der Landschaftsnutzung, d.h. orien-

tieren auf Nutzungssysteme, die die Funktion/Funktionstüchtigkeit des Naturraumes erhalten

- Wiederherstellung der Funktionstüchtigkeit von Ökosystemen (Renaturierungsökologie)

Denn lassen wir die Natur unverändert, können wir nicht existieren; zerstören wir sie, gehen wir zu Grunde.

### Literatur

BORRIS, H. (1956): Die Entwicklung der Botanik und der botanischen Einrichtungen an der Universität Greifswald. In: Festschrift zur 500-Jahrfeier der Universität Greifswald, Bd. 11: 515–540.

KÖNIG, P. (2005): Floren- und Landschaftswandel von Greifswald und Umgebung. 629 S. + 2 Folien, Jena: Weissdorn.



# Pflanzengeographische Gliederung Mecklenburg-Vorpommerns

– Michael Manthey –

## Oberflächengestalt und Klima

Mecklenburg-Vorpommern besitzt mit einem maximalen Höhengradienten von der Ostseeküste bis zu den Helpter Bergen bei Woldegk (+ 179 m NN) nur eine relativ geringe geomorphologische Differenzierung. Die Oberflächenformen sind nahezu vollständig das Produkt der Gletscher der beiden letzten Inlandsvereisungen. Der Großteil des Landes ist durch die jüngste Eiszeit, das Weichsel-Glazial, geprägt (siehe Abb. 1). Lediglich im Südwesten befinden sich ältere Ablagerungen des Saale-Glazials an der Oberfläche. Die Grundlage der landschaftlichen Großgliederung bilden die beiden von Nordwest nach Südost verlaufenden Haupteisrandlagen des Pommerschen und des Frankfurter Stadiums der Wechsel-Vereisung, welche den Mecklenburger Landrücken mit der Seenplatte bilden. Nördlich des Landrückens dominieren wellige bis ebene Grundmoränenplatten, die durch Oser, Täler und Becken weiter untergliedert sind und aus denen nur gelegentlich höher gelegene (Stauch-)Komplexe als auffällige Hügel herausragen.

In Mecklenburg-Vorpommern herrscht ein subatlantisches Klima vor. Innerhalb des Landes basiert die Klimadifferenzierung auf dem abnehmenden atlantischen Einfluss von Nordwest nach Südost, auf der temperaturlausgleichenden Wirkung der Ostsee und auf Luv-Lee-Effekten der Endmoränen und Täler. Der grundsätzliche NW-SO-Gradient abnehmender Ozeanität lässt sich gut anhand zunehmender Jahresschwankungen der Temperatur-Monatsmittel ablesen, welche von etwa 16 °C in Nordwestmecklenburg bis 19 °C in Südost-Vorpommern reichen. Die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagssummen für Mecklenburg-Vorpommern betragen etwa 600 mm, mit einer großräumigen Variation entlang des bereits erwähnten Ozeanitätsgradienten mit Werten von fast 700 mm in Südwest-Mecklenburg bis weniger als 500 mm in der Uckermark (sowie dem angrenzenden Odertal) (Abb. 2). Im unmittelbaren Küstenbereich wiederholt sich dieser großräumige Niederschlagsgradient aufgrund von Luv-Lee-Effekten durch küstennahe Stauch- und Endmoränenkomplexe mehrmals auf wesentlich kürzeren Entfernungen, so z. B. auf der Insel Rügen.



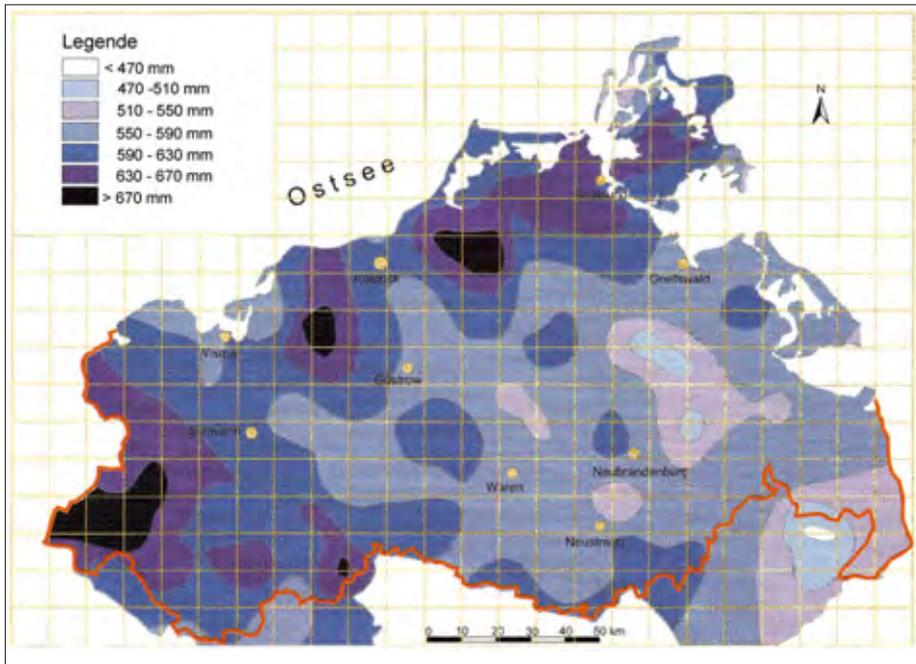


Abb. 2: Niederschlagsverteilung in Mecklenburg-Vorpommern: Mittlere Jahres-Niederschlagssummen in mm, Periode 1951–1980 (Quelle: STÜDEMANN & BERG 2006).

korreliert, wird aber zumindest örtlich überlagert durch Relief- und Bodenunterschiede sowie durch historisch-anthropogene Einflüsse. Zudem verläuft das vorherrschende Klimagefälle (NW-SO) senkrecht zum geomorphologischen Aufbau der Landschaft, welcher entsprechend der Rückzugsrichtung des letzten Glazials von Südwest nach Nordost verläuft. Ein Vorschlag zur pflanzengeographischen Gliederung Mecklenburg-Vorpommerns wurde von STÜDEMANN & BERG (2006) auf der Grundlage der floristischen Rasterkartierung erarbeitet (Abb. 3). Mit Hilfe von 24 Artengruppen, die sich sechs Arealtypen zuordnen lassen, wurden pflanzengeographisch unterscheidbare Regionen des Landes durch Verschneidung der Artvorkommen und anschließendem Vergleich der jeweiligen Häufungszentren voneinander abgegrenzt.

Deutlich erkennbar nehmen die ozeanischen Arten von West nach Ost ab und beschränken sich in zunehmendem Maße auf den unmittelbaren Küstenbereich mit seinem stärker ausgeglichenen Klima (1, 3, 4, 15, 17). Die Arten des kontinentalen Arealtyps zeigen eine enge Bindung an niederschlagsbenachteiligte und im Sommerhalbjahr wärmebegünstigte Gebiete wie die Uckermark (14), das Tollense- und Malchiner Becken sowie Südost-Rügen (8, 13a, 13b). Besonders in Gebieten mit ausgesprochen hoher Reliefenergie und damit verbundener Viel-

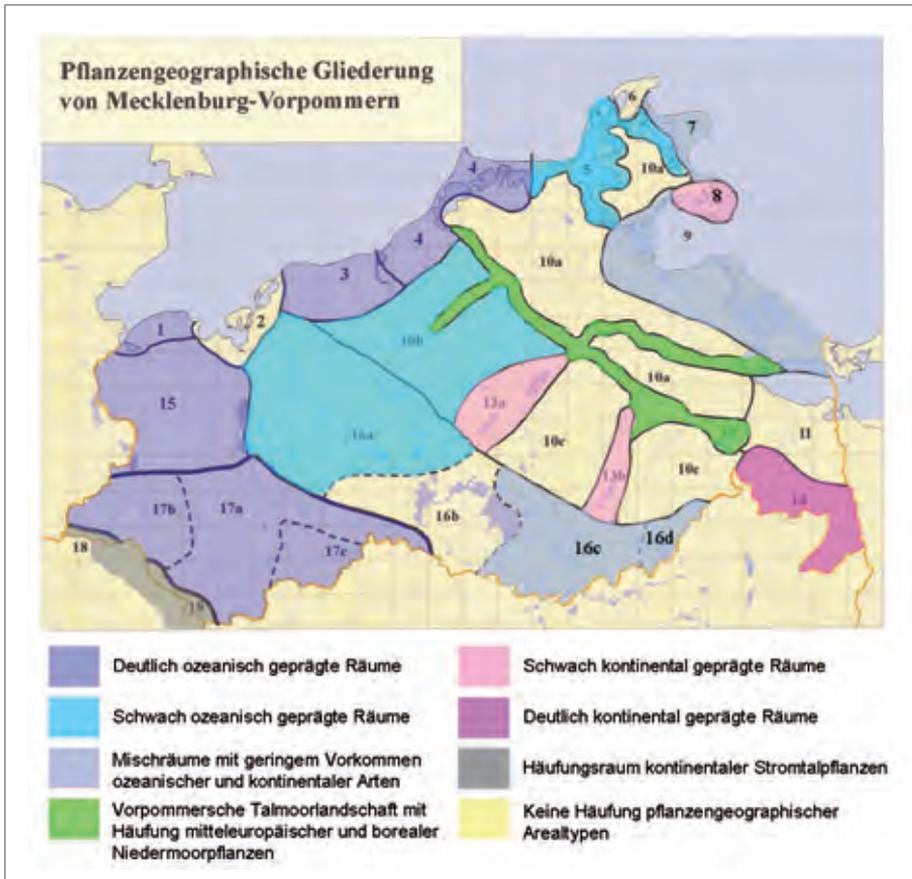


Abb. 3: Pflanzengeographische Gliederung von Mecklenburg-Vorpommern (verändert nach STÜDEMANN & BERG 2006)

falt an mikroklimatisch und edaphisch unterscheidbaren Habitaten treten beide Arealtypen gehäuft auf. Dies trifft insbesondere für die Bereiche der Stubnitz (7) sowie der östlichen Kleinseenlandschaft zu (16c, 16d). Eine ausgesprochene Sonderstellung nimmt das Elbtal mit seiner Häufung von hauptsächlich kontinental verbreiteten Stromtalarten ein (18). Die für das Auftreten dieser Arten so wichtige Auendynamik in Verbindung mit mesoklimatischen und edaphischen Besonderheiten ist nur hier gegeben. Einen deutschlandweit einmaligen Naturraum stellt die Vorpommersche Talmoorlandschaft dar (12). Diese ist durch tiefgründige, ursprünglich überwiegend basenreich-mesotrophe Niedermoorarten und oft steile Talhänge charakterisiert und weist im Bundesland die stärkste Häufung mitteleuropäischer und borealer Niedermoorpflanzen auf.

## Literatur

- STÜDEMANN, O. & BERG, C. (2006): Der Naturraum Mecklenburg-Vorpommern. – In: FUKAREK, F. & HENKER, H.: Flora von Mecklenburg-Vorpommern – Farn- und Blütenpflanzen. Herausgegeben von Heinz HENKER und Christian BERG. Weissdorn, Jena: 20–45.
- JESCHKE, L., LENSCHOW, U. & ZIMMERMANN, H. (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Demmler, Schwerin: 713 S.



# Flora und Florenwandel im Greifswalder Raum

– Peter König –

Für die Hansestadt Greifswald und ihre Umgebung sind auf einer Fläche von 274 km<sup>2</sup> 1 183 Sippen belegt, inklusive der Kleinarten beläuft sich die Zahl auf 1 285. Auf der Grundlage einer im Zeitraum 1995–2003 durchgeführten Feinrasterkartierung (1/64-Messtischblattbasis) wurde der spontane und subspontane Farn- und Blütenpflanzenbestand erfasst, relevante Kartei- und Literaturangaben ausgewertet sowie Herbarmaterial gesichtet. Für jede Art liegen Angaben hinsichtlich der historischen und aktuellen Vorkommen vor; Verbreitungskarten geben Aufschluss über den Wandel in Raum und Zeit.

Dank einer detaillierten Vorläuferkartierung aus den 1960er Jahren konnte der floristische Wandel über einen Zeitraum von mehr als drei Jahrzehnten rekonstruiert werden. Innerhalb dieser Zeitepoche erfolgte die Umstellung von der kleinbäuerlich geprägten Landwirtschaft zur industriegemäßen Herstellung von Agrarprodukten. In der Folge wurden die Standorte durch weiträumig greifende Meliorationsmaßnahmen den technisch erforderlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen angepasst. Die Auswirkungen, die mit nachhaltigen Änderungen des Wasser- und Nährstoffhaushaltes einhergingen, haben sich im Pflanzenkleid qualitativ und vor allem quantitativ deutlich niedergeschlagen.

Zwar sind im Florenbestand vergleichsweise wenige Arten im Gebiet verloren gegangen, die Vorkommen in der Fläche haben aber drastisch abgenommen und sind vielfach nurmehr an Reliktstandorten zu belegen. Während ein Florenwandel in den Waldgebieten kaum zu konstatieren ist, tritt er in den Grünland- und Ackerflächen um so deutlicher in Erscheinung. So nahm vor allem der prozentuale Anteil von Sippen mit einer Ellenberg-Reaktionszahl zwischen 1 und 3 signifikant ab.

Die Auswertung der soziologischen Zuordnung förderte insbesondere bei den Arten der Kleinseggenriede (*Scheuchzerio-Caricetea nigrae*), Borstgras- und Zwergstrauchheiden (*Nardo-Callunetea*) oder Feucht- und Nasswiesen sowie nassen Staudenfluren (*Molinietalia*) einen deutlichen Rückgang und damit eine Abnahme der entsprechenden Landschaftsbestandteile zu Tage. Eine allgemeine „Ruderalisierung“ der Landschaft deutet sich hingegen mit der Zunahme des prozentualen Anteils der Arten der Stickstoff-Krautfluren (*Artemisietea*) an.

In den zurückliegenden Jahrzehnten hat die „Globalisierung“, also die Einführung von Arten aufgrund menschlichen Einflusses, an Bedeutung gewonnen. So hat bezogen auf den Status der prozentuale Anteil adventiver Sippen und Neophyten repräsentativ zugenommen mit deutlichem Schwerpunkt in Siedlungs-

gebieten. Auch die im Gebiet seit längerem eingebürgerten nordamerikanischen *Solidago*-Arten haben quantitativ nochmals zulegen können.

Die Bedeutung großmaßstäblicher Kartierungsdaten für Rote-Liste-Einschätzungen wird exemplarisch aufgezeigt.

### **Literatur**

KÖNIG, P. (2005): Floren- und Landschaftswandel von Greifswald und Umgebung. 629 S. + 2 Folien, Jena: Weissdorn.

# Geschichte des Naturschutzes in Mecklenburg-Vorpommern

– Leberecht Jeschke –

## 1 Der Anfang in Vorpommern

Anfang des 20. Jahrhunderts formierten sich in Mecklenburg und Pommern Vereine zum Schutz von Natur und Landschaft. 1904 hatte CONWENTZ für Preußen, zu dem die damalige Provinz Pommern gehörte, ein Naturdenkmalgesetz gefordert (ANONYMUS 1906). 1906 wurde daraufhin unter Leitung von Hugo CONWENTZ die „Staatliche Stelle für Naturdenkmalpflege“ eingerichtet, deren Aufgabe in der „Förderung der Erhaltung von Naturdenkmälern im Preußischen Staatsgebiet“ bestand. Die Arbeit dieser Stelle wurde in Pommern (wie in den anderen preußischen Provinzen) durch eine Provinzialstelle für Naturdenkmalpflege unterstützt. Eine gesetzliche Grundlage zur Ausweisung von Naturschutzgebieten enthielt das preußische Gesetz zur Änderung des §34 des Feld- und Forstpolizeigesetzes vom 8. Juli 1920, mit dem Polizeiverordnungen zum Schutz von Pflanzen- und Tierarten sowie die Einrichtung von Naturschutzgebieten möglich wurden. 1926 befanden sich auf dem Gebiet des heutigen Vorpommerns acht NSG (SCHOENICHEN 1926). Dies waren folgende Gebiete: Peenemünder Haken und der Struck (auch die Insel Ruden gehörte zu diesem Schutzgebiet), die Insel Hiddensee (gemeint waren hier wohl die aus ornithologischer Sicht besonders interessanten Inselteile Gellen und Alt-Bessin sowie die Fährinsel), der Gänsewerder und die Werder-Inseln (beide heute im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft gelegen), die Insel Vilm, das Mannhagener Moor, das Kieshofer Moor sowie der Zerninsee in der Forst Friedrichsthal (Insel Usedom). Festzuhalten ist, dass in Vorpommern in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts mehr Schutzgebiete entstanden als in Mecklenburg, ebenso erfolgte durch die preußische Regierung offenbar eine konsequentere Unterstützung der neu entstandenen Naturschutzbehörden.

## 2 Der Anfang in Mecklenburg

In Mecklenburg gründeten Heimatfreunde im Jahre 1906 den „Heimatbund Mecklenburg“. In den Anfangsjahren konzentrierten sich die Aktivitäten des Heimatvereins auf zwei Gebiete in Mecklenburg: die Insel Langenwerder vor

Poel und die Lewitz, damals eine etwa 8 000 ha große Feuchtwiesenlandschaft südlich von Schwerin. Langenwerder mit seinen Küstenvogel-Brutbeständen wurde 1910 zur Vogelfreistätte erklärt, Vogelwärtter wurden eingesetzt, und mit Bekanntmachung vom 23. Juni 1924 wurde die Insel unter Schutz gestellt (HAUSMANN 1959). Die Lewitz wurde Anfang des 20. Jahrhunderts als bedeutendstes Wiesenbrütergebiet in Deutschland angesehen. Erst 1938 wurde ein 7 137 ha großer Kernbereich der Lewitz – unter Einschluss der Waldlewitz – als größtes mecklenburgisches Naturschutzgebiet ausgewiesen. 1917 übertrug der Großherzog von Mecklenburg-Schwerin dem Heimatbund, dessen Gründungsmitglied er war, das Drispether Moor als erstes „Naturschutzgebiet“. 1931 wurde das 280 ha große Naturschutzgebiet „Müritzhof“ auf der Müritzterrasse am Ostufer der Müritz gegründet, das nach dem Zweiten Weltkrieg wesentlich vergrößert wurde und heute zum Müritz-Nationalpark gehört. Ebenfalls 1931, am 19. Dezember, wurde der „Binsenbrink im Teterower See“ aus ornithologischen Gründen unter Schutz gestellt. Die Insel im Rühner See bei Bützow – bekannt wegen ihrer Möwenkolonie mit weiteren seltenen Wasservögeln – wurde mit Bekanntmachung vom 3. November 1930 geschützt, allerdings 1963 als NSG wieder gelöscht. Grundlage für Unterschutzstellungen in Mecklenburg waren die Naturschutzgesetze vom 14. Juli 1923 (Mecklenburg-Schwerin) bzw. vom 10. April 1924 (Mecklenburg-Strelitz). Auch das Landesdenkmalschutzgesetz vom 5. Dezember 1929 verbesserte die Schutzmöglichkeiten. Trotzdem erfolgten bis 1935 in Mecklenburg nur sehr wenige Unterschutzstellungen.

### 3 Das Reichsnaturschutzgesetz vom 26. Juni 1935

Durch das Reichsnaturschutzgesetz vom 26. Juni 1935 wurde für das damalige Deutsche Reich eine einheitliche Naturschutzgesetzgebung eingeführt. Das Reichsnaturschutzgesetz diente „dem Schütze und der Pflege der heimatlichen Natur in allen ihren Erscheinungen“ (MITSCHKE 1936). Mit diesem Gesetz wurden die Aufgaben des Naturschutzes definiert. Naturschutzgebiete waren demnach „bestimmt abgegrenzte Bezirke, in denen ein besonderer Schutz der Natur in ihrer Ganzheit (erdgeschichtlich bedeutsame Formen der Landschaft, natürliche Pflanzenvereine, natürliche Lebensgemeinschaften der Tierwelt) oder in einzelnen ihrer Teile (Vogelfreistätten, Vogelschutzgehölze, Pflanzenschonbezirke u. dgl.) aus wissenschaftlichen, geschichtlichen, heimat- und volkskundlichen Gründen oder wegen ihrer landschaftlichen Schönheit oder Eigenart im öffentlichen Interesse liegt“ (§4). Im Absatz 2 des Paragraphen 4 wurde bestimmt, dass „Reichs- oder staatseigene Bezirke von überragender Größe und Bedeutung (Reichsnaturschutzgebiete) ... ganz oder teilweise ausschließlich für Zwecke des Naturschutzes in Anspruch genommen werden“ können. Diesen Reichsnatur-

schutzgebieten sollte „etwa die Bedeutung der in anderen Ländern und Erdteilen bestehenden Nationalparke“ zukommen (MITSCHE 1936). Durch das Reichsnaturschutzgesetz (§7) wurden auch hierarchisch aufgebaute Naturschutzbehörden und parallel dazu fachlich beratende Naturschutzstellen eingeführt. Als oberste Naturschutzbehörde wurde der Reichsforstmeister bestimmt. In Mecklenburg war das Staatsministerium, Abt. Landwirtschaft, Domänen und Forsten in Schwerin Höhere Naturschutzbehörde. In Pommern übernahm diese Aufgabe der Regierungs-Präsident in Stettin. Als Untere Naturschutzbehörden wurden die Kreispolizeibehörden bestimmt, die sowohl in Mecklenburg als auch in Pommern beim Landrat angesiedelt waren. Anfang der 1940er Jahre existierten im Bereich des heutigen Vorpommern insgesamt 21 Naturschutzgebiete. Zwölf Gebiete blieben bis heute Naturschutzgebiete, fünf Gebiete sind in den Nationalparks aufgegangen (darunter Jasmund auf Rügen sowie Dornbusch, Schwedenhagener Ufer und Alt-Bessin auf Hiddensee), vier Gebiete wurden gelöscht. In Mecklenburg waren zu diesem Zeitpunkt 17 Schutzgebiete ausgewiesen (ARNSWALDT 1939). Neben der Ausweisung von Naturschutzgebieten lag der Schwerpunkt der Arbeit der Landesbeauftragten und der Kreisbeauftragten für Naturschutz ab 1935 auf der Inventarisierung von Naturdenkmälern wie z.B. starken Eichen und Buchen oder großen Findlingen. In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts stand der Erhalt des „Natürlichen“, des „Besonderen“ und des „Einmaligen“ im Mittelpunkt der Schutzbemühungen. Neben einigen geologischen Objekten erfolgten daher Schutzgebietsausweisungen überwiegend aus Artenschutzgründen. Bei allen Schutzgebieten kam es auf die Sicherung des Status quo an, land- und forstwirtschaftliche Nutzungen wurden nicht eingeschränkt, verboten wurde die Jagd auf Federwild und das Eiersammeln. Neben den staatlichen Schutzgebieten gab es bereits seit dem 19. Jahrhundert private „Schutzgebiete“ („Heilige Hallen“, Insel Vilm, Drispether Moor), in denen bewusst auf die Nutzung verzichtet wurde.

## 4 Der Neuanfang nach dem Zweiten Weltkrieg

Nach dem Ende des Zweiten Weltkrieges galt das Reichsnaturschutzgesetz zunächst weiter, die Arbeit der höheren Naturschutzbehörde für Mecklenburg und Vorpommern übernahm 1946 das damalige Landesamt für Denkmalpflege in Schwerin. In den folgenden Jahren wurden die teilweise verloren gegangenen Unterlagen der Naturschutzbehörden neu zusammengetragen und rekonstruiert. Schaden nahmen in der Nachkriegszeit die als Naturschutzgebiete geschützten Regenmoore, die aufgrund der Brennstoffknappheit abgebaut wurden. Auch der Schutzstatus der Lewitz wurde nach dem Krieg praktisch nicht beachtet, später erfolgte aus wirtschaftlichen Gründen die Löschung des Schutzgebietes. Direkt

nach dem Krieg wurde die Naturschutzarbeit wesentlich durch Privatpersonen getragen, eine entscheidende Rolle spielten von Anfang an die Kreisnaturschutzbeauftragten. Zu den verdienstvollen wenigen hauptamtlichen Naturschützern gehörten Prof. BAUCH aus Rostock und Friedrich HAUSSMANN aus Schwerin.

## 5 Das Naturschutzgesetz der DDR 1954

1954 löste das Naturschutzgesetz der DDR das Reichsnaturschutzgesetz ab. Es wurde eine Zentrale Naturschutzverwaltung der DDR eingerichtet, die zumeist beim Landwirtschaftsministerium angesiedelt war. Auf der Grundlage des Naturschutzgesetzes der DDR wurde das Institut für Landesforschung (später Landschaftsforschung) und Naturschutz (ILN) mit Sitz in Halle a. d. Saale, gegründet, um die Naturschutzarbeit auf eine wissenschaftliche Grundlage zu stellen. Für die im Jahre 1952 gebildeten Bezirke Rostock, Schwerin und Neubrandenburg wurde eine Außenstelle in Greifswald eingerichtet. Einer der ersten inhaltlichen Schwerpunkte des ILN war die Erarbeitung eines DDR-weiten Waldschutzgebietskonzeptes. Auf der Grundlage dieser wissenschaftlichen Arbeiten wurde 1957 ein System von Waldschutzgebieten mit Naturwaldzellen entwickelt, das die Spannweite der in unserem Land vorkommenden Waldtypen umfassen sollte. Die endgültige Sicherung dieser waldbestockten NSG erfolgte am 30. März 1961 durch eine Sammelverordnung der Zentralen Naturschutzverwaltung der DDR in Berlin. Zu den geschützten Waldgebieten gehörten Abtshagen und Wittenhagen bei Grimmen, Kleppelhagen in den Brohmer Bergen, Eldena und Lanken bei Greifswald, der Schnatermann bei Rostock und der Sonnenberg bei Parchim. Anfang der 1960er Jahre wurde im ILN an einer Erfassung schutzwürdiger Moore und Gewässer gearbeitet (JESCHKE 1966). Am 11. September 1967 wurden im Ergebnis dieser Untersuchungen – wiederum in einer größeren Anzahl – Naturschutzgebiete gesichert. Neben Ergänzungen zum System der Waldschutzgebiete wie Hinrichshagen und Conower Werder wurden jetzt u. a. die Warnowseen, der Paschensee in der Nossentiner Heide, der Sprockfitz bei Feldberg, der Putzarer See sowie die Peenewiesen bei Gützkow und das Quasliner Moor als NSG festgesetzt.

Die Ausweisung von Naturschutzgebieten erfolgte zu dieser Zeit mit dem Ziel, eine Dokumentation und Repräsentanz der natürlichen Landesausstattung zu erreichen. Es sollte DDR-weit auf der Grundlage der Inventarisierung der natürlichen und halbnatürlichen Lebensgemeinschaften, bezogen auf die Naturräume, eine systematische Schutzgebietsausweisung erfolgen. Dabei wurden folgende Schutzgebietstypen unterschieden: Komplexe Schutzgebiete (mit vielfältiger Naturlandschaftsausstattung), Waldschutzgebiete, Gewässer- und Moorschutzgebiete, Botanische Schutzgebiete, Zoologische Schutzgebiete und Geologische Schutz-

gebiete. Besonders hervorzuheben sind die nutzungsfreien Naturwaldzellen, die später dann als Totalreservate bezeichnet wurden. Der weitaus größte Teil der Flächen in den Waldschutzgebieten sollte nachhaltig nach den Grundsätzen der Dauerwaldbewirtschaftung nach Alfred Müller genutzt werden.

## 6 Das Landeskulturgesetz der DDR 1970

Ab 1970 – mit Inkrafttreten des Landeskulturgesetzes der DDR – waren die Bezirke für die Ausweisung von Naturschutzgebieten zuständig. Zu dieser Zeit schritt die Entwässerung der Landschaft durch die so genannte Komplexmelioration massiv voran. Nährstoffärmere Moore wie das Grenztaalmoor, das Schönwolder Moor, das Zehlendorfer Moor, die Birkbuschwiesen im Tollensetal und die Landgrabenwiesen bei Werder sollten auf Betreiben von Botanikern und Naturschützern vor tief greifenden Schädigungen bewahrt werden. Wegen der starken Grundwasserabsenkungen in den umgebenden Niedermoorstandorten konnte dieses Ziel nicht erreicht werden. Auch eine Reihe von Kesselmooren wurden als Schutzgebiete ausgewiesen. Nachdem in den 1960er Jahren systematisch Schutzgebiete ausgewiesen worden waren, wurden in den 1970er Jahren insbesondere für die Schutzgebiete in den Bezirken Rostock und Neubrandenburg verstärkt Handlungsrichtlinien entwickelt. Aufgabe der Handlungsrichtlinien war es, die Nutzung in den NSG mit den Schutzziele in Übereinstimmung zu bringen. Bereits 1959 wurden die Wälder in den Naturschutzgebieten in Bewirtschaftungsgruppen eingeteilt, so dass nun die ausgewiesenen Naturwaldzellen rechtsverbindlich festgesetzt wurden. Die Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebe wurden durch die Räte der Bezirke mit der Betreuung der Waldnaturschutzgebiete beauftragt. Trotzdem bestanden (und bestehen) seit der Unterschutzstellung grundsätzliche Meinungsverschiedenheiten zwischen Forst- und Naturschutzbehörden über die Behandlung der Wälder in den Schutzgebieten. Insbesondere im Bezirk Neubrandenburg wurde nach 1970 ein Netz von Naturschutzstationen zur Betreuung der größeren Naturschutzgebiete errichtet (RUTHENBERG 1985). Die Betreuung der Naturschutzgebiete im Küstenbereich sowie im Bereich der Moore und Seen wurde nach 1970 verstärkt auch ehrenamtlichen Naturschutzmitarbeitern übertragen, die in der Gesellschaft für Natur und Umwelt (GNU) innerhalb des Kulturbundes organisiert waren.

In den 1970er und 1980er Jahren – als die Intensivierung der landwirtschaftlichen und forstlichen Nutzung ihren Höchststand erreichte – war ein weiterer Zuwachs an Naturschutzgebieten bzw. Schutzgebietsflächen politisch nicht durchsetzbar. Neue Schutzgebiete wurden zumeist nur im „Tausch“ gegen „entwertete“ NSG ausgewiesen (die Rechtswirksamkeit dieser Löschungen ist umstritten). 1972 erschien für die damaligen Nordbezirke Rostock, Schwerin

und Neubrandenburg der Band I des „Handbuchs der Naturschutzgebiete der DDR“ (BAUER 1972), in dem die Ergebnisse der wissenschaftlichen Betreuung der Schutzgebiete zusammengefasst wurden. 1989 existierten im Bereich des heutigen Mecklenburg-Vorpommern 163 Naturschutzgebiete mit einer Gesamtfläche von etwa 45 400 ha.

## **7 Die demokratische Umgestaltung in der DDR in den Jahren 1989–1990**

Die demokratische Umgestaltung in der DDR in den Jahren 1989–1990 eröffnete sowohl auf lokaler als auch auf zentraler Ebene neue Möglichkeiten für den Naturschutz. So wurden 1990 die drei Nationalparke Vorpommersche Boddenlandschaft, Jasmund und Müritz auf Initiative des Umweltministeriums der DDR und regionaler Umweltgruppen gegründet. Insbesondere in den 40 Jahre lang gesperrten Gebieten an der innerdeutschen Grenze, im unmittelbaren Küstenraum sowie in militärisch genutzten Gebieten wurde eine Vielzahl von Naturschutzgebieten gesichert. Im Biosphärenreservat Schaalsee, das einen größeren Abschnitt der Landesgrenze zu Schleswig-Holstein einnimmt, existieren allein auf mecklenburgischer Seite 14 Naturschutzgebiete. Die Ausweisung von Schutzgebieten bewahrte intakte Küstenlebensräume wie die Halbinsel Wustrow, den Darß, Hiddensee und Südost-Rügen vor einer überzogenen touristischen Nutzung, wie sie zu Anfang der 1990er Jahre für viele Bereiche der Küste angestrebt wurde. Daneben wurden im ganzen Land auf Betreiben ehrenamtlicher Naturschützer zahlreiche neue Schutzgebiete ausgewiesen. Mit Stand vom 1.1.1991 waren in Mecklenburg-Vorpommern 258 Naturschutzgebiete mit einer Fläche von 68 570 ha rechtskräftig festgesetzt oder einstweilig gesichert. 1991 war der Neuaufbau der Naturschutzbehörden in Mecklenburg-Vorpommern abgeschlossen. Für die Ausweisung von Naturschutzgebieten ist seitdem die Oberste Naturschutzbehörde zuständig, während die Betreuung der NSG durch die Staatlichen Ämter für Umwelt und Natur wahrgenommen wird. Die Nationalparke werden durch Nationalparkämter verwaltet. Auch die Biosphärenreservate und die Naturparke besitzen eine eigene Verwaltung, wobei die Naturparkverwaltungen vom Land Mecklenburg-Vorpommern und den beteiligten Landkreisen gemeinsam getragen werden. Zwischen dem 1.1.1991 und dem 30.4.2001 wurden 58 Naturschutzgebiete mit einer Fläche von 16 768 ha neu unter Schutz gestellt. Somit bestanden mit Wirkung vom 1.1.2000 insgesamt 284 NSG mit einer Fläche von 76 926 ha.

Nachdem bereits in den 1980er Jahren die Sicherung komplexer Lebensräume in den Vordergrund der naturschutzfachlichen Überlegungen rückte (ohne dass eine größere Anzahl von Schutzgebieten ausgewiesen werden konnte), bildet seit

den 1990er Jahren die Sicherung der ungestörten Entwicklung in großen, wenig gestörten Räumen sowie die Verbindung und Verknüpfung dieser Schutzgebiete in Schutzgebietssystemen den Schwerpunkt der naturschutzfachlichen Bemühungen. Das Grundgerüst dieses Schutzgebietssystems besteht bereits heute, es wird aus den Nationalparks und den anderen Großschutzgebieten gebildet.

### Literatur

- ANONYMUS (1906): Die Begründung des Heimatbundes Mecklenburg. Mecklenburg 1: 1–17.
- BAUER, L. (Hrsg.) (1972): Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. Band I: Naturschutzgebiete der Bezirke Rostock, Schwerin und Neubrandenburg. Leipzig, Jena, Berlin.
- SCHOENICHEN, W. (1926): Die Naturschutzgebiete Preußens. Beiträge zur Naturdenkmalpflege XI. Bornträger, Berlin.
- HAUSMANN, F. (1959): Der Naturschutz in Mecklenburg. I. Teil (1906–1952). Arch. Freunde Naturg. Mecklb. V: 278–284.
- MITSCHE, G. (1936): Das Reichsnaturschutzgesetz vom 26. Juni 1935. Berlin.
- ARNSWALDT, G. v. (1939): Mecklenburg, das Land der starken Eichen und Buchen. Schwerin.
- JESCHKE, L. (1966): Die Entwicklung eines Systems von Moor- und Gewässerschutzgebieten in Mecklenburg. Wiss. Z. Univ. Rostock. Math.-Naturw. R. 15(3/4): 601–604.
- JESCHKE, L., LENSCHOW, U. & ZIMMERMANN, H. (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Demmler, Schwerin: 713 S.
- RUTHENBERG, H. (1985): Zu Aufgabenstellungen und Ergebnissen der Naturschutzstationen im Bezirk Neubrandenburg. Naturschutzarb. Mecklenbg. 28(2): 61–65.

Der vorliegende Beitrag ist eine gekürzte Fassung des gleichnamigen Kapitels aus JESCHKE et al. (2003).



# Standortsökologische Bioindikation mit Hilfe des Vegetationsformenkonzeptes

– Ingo Koska, Florian Jansen, Tiemo Timmermann –

## 1 Einleitung

Im Vegetationsformenkonzept werden Beziehungen von Vegetation und Standort abgebildet und damit Aussagen zum Standort anhand der Vegetation ermöglicht – ähnlich vielen Subassoziationsgliederungen der Braun-Blanquet-Syntaxonomie. Zum Zwecke einer möglichst einfachen bioindikativen Anwendung und einer übersichtlichen standörtlich-naturräumlichen Flächengliederung wurde eine eigenständig nutzbare Typologie in Ostdeutschland entwickelt. Das Konzept wird hier knapp vorgestellt, da bei den Exkursionen standörtliche und bioindikative Termini daraus verwendet werden, die vor diesen methodischen Hintergrund besser verständlich sind. Neben Informationen über die methodische Basis sollen daher vor allem Erklärungen zur Terminologie geliefert werden. Zur Vertiefung sei auf KOSKA et al. (2001) verwiesen.

Die Darstellung der Beziehung von Vegetation und Standort sowie die Nutzung dieses Wissens für die Bioindikation ist von jeher ein Anliegen der Vegetationskunde, wie schon die legendäre Definition der Assoziation durch FLAHAULT & SCHRÖTER (1910) deutlich macht. Für die Bioindikation sind Vegetationsklassifikationen nützlich, denn so können gefundene Koinzidenzen zwischen Artenzusammensetzungen und Standortbedingungen auf einfachem Wege flächenhaft angesprochen und kartiert werden. Die Vergrößerung der Aussagen durch die Typenbildung kann zugunsten des vergleichsweise geringen Erhebungsaufwandes in Kauf genommen werden.

Das Klassifikationssystem nach Braun-Blanquet bietet mit der Assoziation eine Grundeinheit, für die standörtliche Informationen in Form verbaler Beschreibungen (z.B. OBERDORFER 1977–1992) oder unterlegter Messdaten verfügbar gemacht werden können (z.B. HÄRDTLE 1995, PEPPLER 1992). Allerdings sind die Informationen auf diesem Niveau für viele Fragestellungen zu grob. Der Hauptgrund liegt darin, dass die Assoziationen durch das Charakterarten-Konzept floristisch wie standörtlich i. d. R. eine gewisse Breite und Heterogenität aufweisen. Eine genauere Beschreibung wurde daher schon frühzeitig angestrebt und durch die mehrdimensionale Untergliederung der Assoziationen in (klimatisch-)geographische Rassen, Höhenformen, edaphische Subassoziationen bis Subvarianten sowie dynamische und nutzungsbedingte

Formen (KOCH 1926, MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ 1981, PEPPLER 1992, u. a.) umgesetzt.

Abgesehen davon, dass umfassende Ausarbeitungen von Assoziations-Untergliederungen nicht lückenlos verfügbar sind, gibt es allerdings einige Nachteile bei ihrer praktischen Anwendung:

Die Methoden der Untergliederung und der standörtlichen Parametrisierung sind heterogen und wenig standardisiert. Weiterhin sind die Untergliederungen standörtlich nicht immer eindeutig voneinander differenziert und zeigen oft Wertüberschneidungen. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass Standortdaten nicht als Unterscheidungskriterien sondern nur zur nachträglichen Interpretation herangezogen werden. Dadurch können standörtlich bedingte Variationen nicht eindeutig von anderen (populationsökologischen, zufälligen) Ursachen getrennt werden. Weil oft sehr fein gegliedert wird, werden wahrscheinlich selten Untereinheiten übersehen, häufiger scheint es zur klassifikatorischen Überbewertung geringer Variationen zu kommen (z.B. BRANDT 2000, PEPPLER 1992). Des Weiteren entstehen homologe Untereinheiten, weil Assoziationen eines Verbandes sich vielfach standörtlich überschneiden. Schließlich ist es nicht üblich, Untereinheiten, die sich hinsichtlich eines oder mehrerer Standortfaktoren gleichen, zusammenzufassen, weil der Bindung an die hierarchische Typologie Vorrang gegeben wird. Dadurch wird eine übersichtliche ökologische Darstellungen erschwert.

Um solche Nachteile zu vermeiden und aus fachspezifischem Anwendungsinteresse haben sich alternative typologische Ansätze in der standortsökologisch orientierten Vegetationskunde (insbesondere ELLENBERG 1956 und Nachfolgende) und vor allem in forstlichen Arbeitsrichtungen (CAJANDER 1926, DAUBENMIRE 1974, KOPP 1969, SCHLENKER 1950 u. a.) entwickelt, die auf standortsökologische Aussagen und Bioindikation zugeschnitten sind. Dabei werden lokale bis regionale ranglose Vegetationseinheiten nicht durch Charakterarten, sondern anhand der Kombination von Differential- oder Weiserartengruppen sowie ihres standörtlichen Zeigerwertes definiert.

Zeigerwertverfahren, so vor allem das von ELLENBERG (siehe ELLENBERG et al. 2001) entwickelte, stellen eine weitere, von Typologien unabhängige Alternative mit vielfältigen und gegenüber typologischen Ansätzen andersartigen Auswertungsmöglichkeiten dar (vgl. auch Ansätze zur direkten Indikation anhand von Standortdaten GEGOUT et al. 2003, WAMELINK et al. 2005 etc.). Für Kartierungen und flächenhafte Aussagen haben diese Verfahren allerdings gegenüber den typologischen Ansätzen Nachteile, da für flächenhafte Ergebnisse ein hoher Aufwand erforderlich ist oder hohe Interpolationsfehler in Kauf genommen werden müssen (z.B. SCHMIDTLEIN 2005). Außerdem kann die erreichbare „Messgenauigkeit“ bisher meist nur geringe Ansprüche erfüllen, auch wenn die mathematischen Berechnungsweisen einen anderen Eindruck erwecken

mögen (am besten bei räumlich-inhaltlich eingeschränktem Einsatzbereich, vgl. GEGOUT et al. 2003).

Das **Vegetationsformenkonzept** verknüpft nun einen standortsökologisch orientierten typologischen Ansatz mit einem von ELLENBERG et al. (2001) abweichenden, auf Amplituden der Arten aufbauenden Zeigerwertverfahren. Das Konzept wurde durch SCHLÜTER (1979, siehe in 1981) und KOPP (1979) begründet. Aufbauend auf SUCCOW (1988) hat es durch KOSKA et al. (2001) eine aktuelle Weiterentwicklung erfahren, auf die im Folgenden Bezug genommen wird. In methodischer Hinsicht knüpft das Konzept besonders an ELLENBERG (1956), die forstliche Standortserkundung nach KOPP (siehe KOPP & SCHWANECKE 1994) und die theoretische Landschaftsökologie der Neef-Schule (vgl. NEEF 1956, HAASE 1964) an. Auch die „Eberswalder Schule“ (SCAMONI & PASSARGE 1959, PASSARGE 1964 u. a.) hatte einen wichtigen Einfluss, weil sie bemüht war, Typologien auf Basis von Differentialartenkombinationen für größere Räume zu erarbeiten. Während ELLENBERG (1956) noch lokale Bearbeitungen empfohlen hatte, weil Beziehungen zwischen Vegetation und Standort dabei besonders deutlich herausgearbeitet werden können, ist es für die praktische Anwendung hilfreich, möglichst großräumig gültige Typologien bereitzustellen.

Die wichtigsten Besonderheiten des Vegetationsformenkonzeptes gegenüber der Syntaxonomie nach Braun-Blanquet können folgendermaßen umrissen werden:

Die Klassifikationsmethode ist primär auf die gegenseitige Repräsentanz von Vegetationstypologie und Standortbedingungen und auf die standortsökologische Bioindikation ausgerichtet, was nur in einem begrenzten Gültigkeitsbereich Erfolg versprechend ist. Dagegen ist die Braun-Blanquet-Typologie in erster Linie als überregionale bzw. globale Referenztypologie angelegt.

Als Grundbaustein der Klassifikation werden (ökologisch-soziologische) Artengruppen mit einer hohen Ähnlichkeit des Vorkommensbereiches entlang von Standortgradienten ermittelt. Dagegen werden in der Braun-Blanquet-Syntaxonomie exklusive Charakterarten für Artenzusammensetzungen möglichst geringer floristischer Variationsbreite bestimmt.

Die typologische Gliederung basiert auf der Abfolge von Artengruppen entlang der Standortgradienten und der Kombination der kennzeichnenden Artengruppen für alle wesentlichen Standortfaktoren. Dagegen sind die Grundtypen der Braun-Blanquet-Syntaxonomie allein nach floristischen Kriterien anhand von Charakter- und Differentialarten verschiedener Vorkommensbreite (Rangstufe) gegliedert.

Für die Bioindikation sind vor allem das parallel zur Vegetationsgliederung entwickelte System von Standortfaktoren und Standortstypen und die damit verbundenen Zeigerwertamplituden der Artengruppen entscheidend. Die Standortstypologie liefert nicht nur qualitative, sondern für die wichtigsten Faktoren

auch datenbasierte, quantitative Informationen. Mit Hilfe der Artengruppen können ausgewählte oder alle Faktorstufen direkt im Gelände angesprochen werden.

Herrschten in früheren Jahrzehnten oft erhebliche Konkurrenzabsichten unter den Vertretern verschiedener Klassifikationsmethoden, so dürfte heute klar sein, dass die Methoden zweckorientiert beurteilt und dem jeweiligen Ziel entsprechend gewählt werden sollten.

Eine standortsökologische Gliederungsweise wie das Vegetationsformenkonzept hat unserer Meinung nach für bestimmte Fragestellungen große Vorteile. Zugleich ist das Braun-Blanquet-System als großräumige Referenztypologie besonders geeignet. Die Standortseinteilungen und die zugehörigen Artengruppen des Vegetationsformenkonzeptes können bei Bedarf auch zur Unterscheidung regional definierter Untereinheiten von Assoziationen eingesetzt werden (KOSKA et al. 2004).

## **2 Prinzipien der Vegetationsformen-Klassifikation**

Nachdem oben bereits einige allgemeine Charakteristika des Vegetationsformenkonzeptes genannt wurden, sollen im Folgenden Kernpunkte der Klassifikation von Vegetationstypen, Standortstypen und ökologischen Artengruppen nach KOSKA et al. (2001) erläutert werden.

### **2.1 Gliederung und Kennzeichnung von Artengruppen**

Der Ausgangspunkt der Klassifikation ist die Bildung von „soziologischen Artengruppen“ nach vegetationsstatistischen Methoden (z.B. BRUELHEIDE 2000, CHYTRÝ et al. 2002) aus umfangreichem Aufnahmematerial, welches das gesamte standörtliche Spektrum des untersuchten Raumes abdecken sollte.

Mit Hilfe kombinierter Standorts-Vegetationsdatensätze werden die Artengruppen auf standörtliches Gleichverhalten geprüft und nötigenfalls umgruppiert. Daraufhin werden die Amplituden der Artengruppen in den Gradienten der wesentlichen Standortfaktoren bestimmt. Im Ergebnis erhält man „ökologisch-soziologische Artengruppen“ mit zu jedem Faktor definierter ökologischer Amplitude (d.h. Standortsamplitude).

### **2.2 Unterscheidung und Gliederung von Standortfaktoren**

Die wichtigsten Standortfaktoren und geeignete Parameter, z.B. für Feuchte, Nährstoff- und Basenversorgung, sind aus der Literatur bekannt. Weitere können durch eine tabellarische oder computertechnische Ordination aufgedeckt

Tab. 1: Ökologisch-soziologische Artengruppen und Vegetationsformen im Feuchtgradienten. Daraus leiten sich Wasserstufen ab. Der Tabellenausschnitt aus KOSKA et al. in SUCCOW & JOOSTEN (2001) zeigt Vegetationsformen verschiedener Wasserstufen bei ansonsten vergleichbaren Standortbedingungen (vgl. Tab. 3) von offenen ungenutzten Feuchtgebieten Nordostdeutschlands. Stetigkeitsangaben in %.

Vegetationsformen offener ungenutzter Feuchtgebietsstandorte		Wasserschierling-Großseggen-Ried	Sumpfdotterblumen-Mädesüß-Staudenflur	Mädesüß-Kohldistel-Staudenflur	Kohldistel-Brennessel-Staudenflur	Beifuß-Wiesenlabkraut-Staudenflur
Wasserstufe		5+	4+	3+	2+	2-
Wasserstandsmedian [cm] von ... bis		+20 0	0 -20	-20 -45	-45 -80	-80 >-80
Wasserregimetyyp		topogen		Grund/Stauwasser		Infiltr.
Trophie-, Säure-Basen-Stufe und Wasserqualität		eutroph-reich (C/N 10-13), subneutral/kalkhaltig (pH > 4,8), lithoclin				
AG	Anzahl Aufnahmen	126	84	128	59	13
13	<i>Lemna minor</i>	34	.	.	.	.
42	<i>Typha latifolia</i>	42	1	.	.	.
	<i>Carex pseudocyperus</i>	27	1	.	.	.
44	<i>Rorippa amphibia</i>	17	2	.	.	.
	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	14	.	.	.	.
	<i>Rumex hydrolapathum</i>	48	5	.	.	.
65	<i>Caltha palustris</i>	15	43	3	.	.
	<i>Myosotis palustris</i>	22	30	.	.	.
	<i>Mentha aquatica</i>	18	30	13	.	.
66	<i>Galium palustre</i> -Agg.	37	37	3	.	.
	<i>Epilobium palustre</i>	15	10	2	.	.
	<i>Equisetum fluviatile</i>	22	24	5	.	.
76	<i>Solanum dulcamara</i>	32	17	7	.	.
	<i>Iris pseudacorus</i>	22	30	13	.	.
78	<i>Lythrum salicaria</i>	40	55	39	5	.
	<i>Lysimachia vulgaris</i>	29	52	34	.	.
	<i>Scutellaria galericulata</i>	14	19	16	.	.
86	<i>Cirsium oleraceum</i>	2	21	62	58	.
	<i>Valeriana officinalis</i> -Agg.	2	6	10	5	.
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	2	27	51	37	.
87	<i>Phragmites australis</i>	37	44	45	19	.
	<i>Carex acutiformis</i>	25	49	66	19	.
	<i>Polygonum amphibium</i>	19	36	17	15	.
95	<i>Festuca rubra</i> -Agg.	2	10	27	15	23
	<i>Lathyrus pratensis</i>	1	14	31	19	23
	<i>Galium album album</i>	.	5	26	25	62
99	<i>Urtica dioica</i>	13	51	82	90	62
	<i>Galium aparine</i>	5	15	75	75	46
	<i>Galeopsis tetrahit</i>	3	20	54	51	8

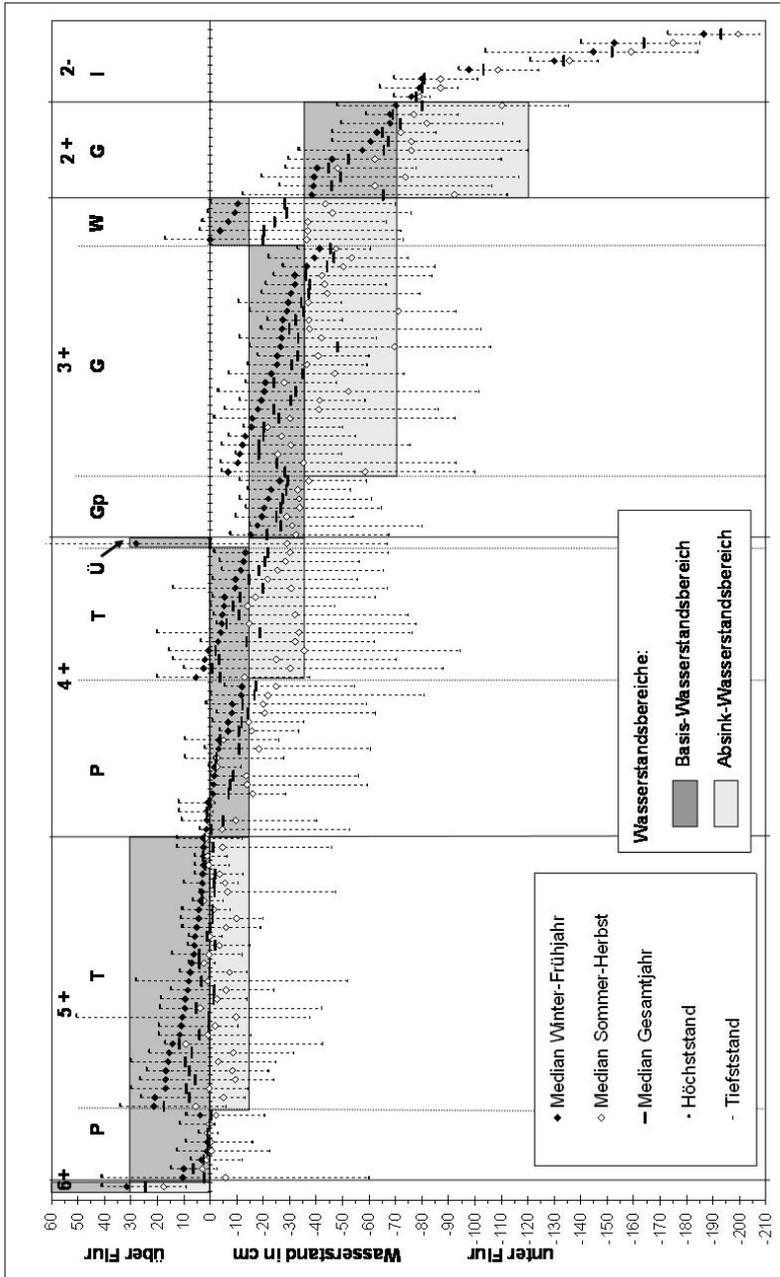


Abb. 1: Kennzeichnung der Wasserstufen und Wasserregimtypen aus Wasserstandsmesswerten zu Vegetationsformen der offenen ungenutzten Feuchtgebietsstandorte des nordostdeutschen Tieflands (nach Koska 2001b, verändert). Wasserstufen: 6+ bis 2+ und 2-; Wasserregimtypen: P – perkolativ, T – topogen, Ü – Auenüberflutung, Gp – Grund-/Stauwasser, perkolative Ausbildung, G – Grund-/Stauwasser, W – Wechsellinse, I – Infiltration; siehe auch Tab. 3.

werden. In die Gradienten dieser „vegetationsökologischen Standortsfaktoren“ (siehe Kap. 3), können die Artengruppen wie oben erläutert eingeordnet werden.

Meist zeigen mehrere Artengruppen einen gemeinsamen Grenzbereich in einer Gradientenrichtung eines Standortfaktors. Anhand solcher durch viele Arten gekennzeichneten Grenzbereiche lassen sich alle Standortfaktorgradienten in deutlich und sicher ansprechbare „Stufen“ gliedern (Tab. 1). Zu den Stufen können dann quantitative Angaben anhand verfügbarer Daten gemacht werden (Abb. 1).

### 2.3 Gliederung von Vegetationsformen und Standortstypen

Jede Stufe eines Standortfaktors kann theoretisch mit allen Stufen aller anderen Faktoren kombiniert auftreten. Viele Kombinationen treten aber in der Natur nicht auf. Die Summe vorgefundener Kombinationen bildet das Spektrum der „vegetationsökologischen Standortstypen“.

Vegetationsformen, also die Grundtypen der Klassifikation, werden als floristische Entsprechung dieser Standortstypen definiert. Sie sollen also nicht anhand jeder vorkommenden Artengruppenkombination unterschieden werden, sondern prinzipiell nur durch diejenigen Kombinationen, die mit Unterschieden in Faktorstufen einhergehen bzw. durch sie erklärt werden können. Das Spektrum der vegetationsökologischen Standortstypen begrenzt folglich die Menge an Vegetationsformen.

### 2.4 Rahmenkriterien der Klassifikation

Um angesichts natürlicher Komplexität und Interdependenz das standörtliche Verhalten von Pflanzenarten und -gruppen überhaupt scharf und eindeutig beschreiben zu können, sollte die oben beschriebene Klassifikation innerhalb eines eingeschränkten Bezugsrahmens erfolgen.

Als allgemeines Kriterium für eine Eingrenzung eignen sich Faktoren, die kaum an die lokale Geländesituation gebunden sind und auf das Verhalten der Arten bezüglich der kleinräumig wirkenden Standortfaktoren, wie z. B. Wasser- oder Nährstoffangebot, stark modifizierend wirken. Dabei sind einerseits das Großklima („Gesetz der relativen Standortkonstanz“: WALTER & WALTER 1953) und andererseits eine Gruppe weiterer Faktoren, wie z. B. Landnutzungstypen, andere Störeinflüsse oder Beschattung, zu berücksichtigen. Solche „übergeordneten Faktoren“ müssen im Klassifikationsverfahren quasi konstant gehalten werden. Daher werden Vegetationsformen und ihre kennzeichnenden Artengruppen stets im Rahmen übergeordneter Einheiten klassifiziert, innerhalb derer die fraglichen Wirkungen jeweils nur wenig variieren. Diese übergeordneten Einheiten lassen sich – analog den Vegetationsformen – anhand spezifischer Differentialarten als höhere Vegetationseinheiten und anhand ihrer Umweltwirkungen als höhere

Standortseinheiten unterscheiden. Zwei Arten höherer Vegetationseinheiten werden unterschieden:

„**Geoklimatische Vegetationsareale**“: Groß- und Höhenklimazonen unterscheiden sich in ihrer Flora. Geeignete Raumeinheiten sind vorläufig die Florenprovinzen und Höhenstufen nach MEUSEL et al. (1965). Mit ihrer Größe soll ein sinnvoller Kompromiss zwischen einer möglichst genauen Indikation und einem möglichst großen Anwendungsbereich geschlossen werden.

„**Formationsgruppen**“: Wald, Staudenfluren, Grünland etc. (Tab. 2) unterscheiden sich strukturell (z. B. Schichtung, vorherrschende Lebensformen) und hinsichtlich äußerer Einwirkungen (z. B. Mahd oder Beschattung der standortweisenden Krautschicht).

## 2.5 Nomenklatur

Vegetationsformen werden mit kennzeichnenden Pflanzennamen und einer Formationsbezeichnung benannt. Während im deutschen Sprachraum deutsche Bezeichnungen und die Zuordnung zu Verbänden oder Assoziationen der Braun-Blanquet-Syntaxonomie zur Verständigung dienen, können im internationalen Austausch lateinische Pflanzen- und englische Formationsbezeichnungen verwendet werden. Der vegetationsökologische Standortstyp wird als Kombination von Faktorstufen in Form einer Standortsformel (Symbole siehe Tab. 2 und 3) bezeichnet. In der Praxis kann es hilfreich sein, sich anhand der Formeln auch über die damit korrespondierenden Vegetationsformen zu verständigen.

## 3 Vegetationsökologische Standortfaktoren

Das Faktorensystem ist nicht aus Einteilungen der abiotischen Wissenschaften übernommen, sondern, wie oben erläutert, aus der Vegetationsgliederung abgeleitet, dabei allerdings in wesentlichen Teilen mit Messdaten unterlegt. Der Vorteil dieser Vorgehensweise liegt in der Möglichkeit, flächenbezogene abiotische Aussagen zu treffen und zugleich eine nahezu vollständige Übereinstimmung mit der biotischen Flächengliederung zu erhalten.

Obwohl es sich bei den „Faktoren“ generell um Faktorenkomplexe handelt, ist es doch zumeist möglich, einzelne oder wenige Messparameter zur quantifizierten Beschreibung zu finden. Die Messdaten zu den Faktorstufen zeigen einerseits, dass die Stufen gut voneinander getrennt und präzise indizierbar sind. Andererseits bestätigt sich, dass die gewählten Faktoren hinreichend unabhängig voneinander sind (siehe das Beispiel von Wasserstufen und Wasserregimetypen in Abb. 1). Messwerte zu Klassifikationen verschiedener Formationsgruppen (KOSKA 2001b und unveröff., MANTHEY 2003) belegen bislang die Annahme,

Tab. 2: Formationsgruppen und ihr Zusammenhang zu formationsprägenden Faktoren (nach Koska et al. 2001, erweitert).

Formationsprägende Faktoren	Megabiom (Mbi)	Substratqualität (Suq)	Störungsgrad (Stö)	Strahlungs-klima (SKl)
<b>Skallerungen</b>				
<b>Formationsgruppen</b>	marin (ma) limnisch (li) semiterrestrisch (st) terrestrisch (te) aquatische Lockersubstrate (ao) felsig-steinig (fe) gründig-instabil (gi) gründig-stabil (gs) sehr gering (naturnah) (sg) gering (fortgeschr. Sukzessionsstadien) (g) mäßig (ext. tradit. MahdBeweidung) (m) hoch (intensive MahdBeweidung) (h) sehr hoch (ältere Pionierstadien) (sh) episodisch extrem (junge Pionierstadien) (ee) periodisch extrem (trad. Ackerbau) (ep) periodisch sehr extrem (intensiv-Ackerbau) (es) permanent extrem (en)			aquatisches Flachwasser-Lichtklima (al) Schattenklima (kernst.) (s) Lichtklima (kernst.) (l)
marine Flachwasser-Makrophytenfluren 1)	■			
limnische Flachwasser-Makrophytenfluren 1)	■			
Kryptogamenfluren 1)		■		
Bruchwälder			■	
Bruchgebüsche			■	
terrestrische Wälder		■		
terrestrische Gebüsche		■		
Hudewälder und Gehölzwiesen			■	
Parkgehölzrasen			■	
älteres Pionierstadium unter Gehölz			■	
Pionierstadium unter Gehölz			■	
Riede 2)			■	
Staudenfluren 2), 4)			■	
Riedwiesen 5)			■	
Wiesen 5)			■	
Intensivgrasland 5)			■	
semiterrestrische Pionierstaudenfluren		■		
semiterrestrische Pionierfluren		■		
Dünen-Pionierstaudenfluren 6)			■	
terrestrische Pionierstaudenfluren			■	
terrestrische Pionierfluren			■	
Acker			■	
Intensiv-Acker			■	
vegetationsfreie Landoberflächen			■	

Legende:

- 1) weitere Typen sind formulierbar
- 2) inkl. Bestände mit seltener oder sehr störungsarmer Nutzung
- 3) auf stabilen Böden nur als störungsbedingte Sukzessionsstadien
- 4) umfasst Kraut-, Gras- und Zwergstrauchfluren
- 5) Wiesen und Weiden werden jeweils zusammengefasst

6) Primär- und Weidüne

- Kennzeichnende Faktorstufen der Formationsgruppen
- Gruppierung zu "Formationsklassen"

Tab. 3: Hydrologische und chemische Hauptfaktoren und ihre Skalierungen für Feuchtgebietsstandorte des nordostdeutschen Tieflandes (nach SUCCOW 1988 und KOSKA 2001a, b; \* nach MENNING & STÜDEMANN 1985, † nach VAN WIRDUM 1991).

<b>Wasserstufe (WS)</b>		Vegetationswirksame Bereiche des Wasserangebotes im und über dem Boden, Parameter: Wasserstandsmedian (Jahr, „+“-WS), Wasserversorgungsdefizit* („-“-WS)	
7+	mäßig tief aquatisch	> 140 cm über Geländeoberfläche	
6+	flach aquatisch	20–140 cm über Geländeoberfläche	
5+	nass	20–0 cm über Geländeoberfläche	
4+	halbnaß	0–20 cm unter Geländeoberfläche	
3+	feucht	20–45 cm unter Geländeoberfläche	
2+	mäßig feucht	45–80 cm unter Geländeoberfläche	
2–	mäßig trocken	20–60 mm/a	
3–	trocken	60–100 mm/a	
<b>Wasserregimety (WRT)</b>		Intensität und Periodizität von Wasserbewegungen und Wasserstandsschwankungen; Beschreibung in Form hydrogeologischer Gebieteigenschaften oder mehrerer hydrologischer Parameter	
O	ombrogen	reine Niederschlagspeisung in Hochmooren	
P	perkolativ	bodennahe, ständige Über-/Durchrieselung, meist wenig schwankender, geneigter Wasserspiegel	
T	topogen	mäßig schwankendes bodennahes Grund- oder Oberflächenwasser in Senkenlage	
G	Grund- / Stauwasser	mäßig schwankendes Grund- oder Stauwasser in Senken- und Hanglage	
W	Wechselnässe	stark schwankendes Grund- oder Stauwasser in Senkenlage	
Ü	Auenüberflutung	Flussüberflutung bei starker Wasserstandsschwankung	
K	marine Küstenüberflutung	Küstenüberflutung bei starker Wasserstandsschwankung	
I	Infiltration	Speisung aus dem Kapillarwasserspeicher bei Wasserständen unterhalb des Wurzelraums	
<b>Trophiestufe (TS)</b>		Verfügbarkeit der Hauptnährstoffe; Parameter: Nc oder C/N im Oberboden	
o-sa	oligotroph-sehr arm	Nc < 2,5	C/N > 40
o-a	oligotroph-arm	Nc 2,5–3,0	C/N 33–40
m-za	mesotroph-ziemlich arm	Nc 3,0–3,8	C/N 26–33
m-m	mesotroph-mittel	Nc 3,8–4,9	C/N 20–26
e-k	eutroph-kräftig	Nc 4,9–7,7	C/N 13–20
e-r	eutroph-reich	Nc 7,7–10	C/N 10–13
P	polytroph	Nc > 10	C/N < 10
<b>Säure-Basen-Stufe (SBS)</b>		pH-Bereiche, Parameter: pH (in KCl oder CaCl <sub>2</sub> ) im Oberboden	
sau	sauer	pH < 4,8	
sub	subneutral	pH 4,8–6,4	
ka	kalkhaltig	pH > 6,4	
<b>Wasserqualitätstyp (WQT)</b>		Ionenkompositionstypen des Wassers/Bodenwassers, † Parameter: EC, [Ca <sup>2+</sup> ], [Cl <sup>-</sup> ]	
at	atmoclin	Regenwasser	
Lt	lithoclin	Süßwasser	
st	semi-thalassoclin	Brackwasser	
th	thalassoclin	Salzwasser	

dass die Faktorstufungen – trotz unterschiedlicher Artenzusammensetzung – aufgrund allgemeiner bioökologischer Gesetzmäßigkeiten weitgehend übereinstimmen und für einen Klimaraum verallgemeinert werden können.

Die Standortfaktoren, die mit der Gliederung von Vegetationsformen und höheren Einheiten in Zusammenhang stehen, können in drei Gruppen gegliedert werden, wobei die oben genannten „übergeordneten Faktoren“ die ersten beiden Gruppen repräsentieren:

Die **großklimatischen und biogeographischen Faktoren** können in Form eines einzelnen Faktorkomplexes, der „Biogeoklimatischen Region“, beschrieben werden, dessen Stufung in Form geographischer Räume erfolgt. Weil die Räume anhand ihrer spezifischen Flora eingeteilt werden, sind weitere biogeographische Ursachen der Florenogenese, wie z. B. die kontinentale Isolation, inbegriffen.

Die vier **formationsprägenden Faktoren** (siehe oben) und ihre Stufung sind in Tab. 2 aufgeführt. Der am stärksten differenzierende Faktor innerhalb dieser Faktorengruppe ist der „Störungsgrad“. Mit ihm werden verschiedene Störungsarten, -intensitäten und -frequenzen natürlichen oder anthropogenen Ursprungs, in einer Skala integriert. Störung wird als oberirdische oder vollständige Schädigung oder Zerstörung von Pflanzen oder des gesamten Habitatgefüges in unterschiedlicher Intensität und Frequenz aufgefasst. Sie verursacht die Entstehung von Pioniergesellschaften, von charakteristischen Nutzungstypen und Sukzessionsstadien. Den „Nullpunkt“ der Skala repräsentieren störungsarme Klimaxgesellschaften.

Der bestehende Gliederungsvorschlag für die übergeordneten Faktoren ist bisher vorwiegend aus der geobotanischen Literatur abgeleitet (insbesondere aus Areal- und Formationskunde, syntaxonomischen Übersichten sowie Subassoziationsgliederungen), weil noch keine vollständige Gliederung für Nordostdeutschland erarbeitet wurde (siehe KOSKA et al. 2001).

Die standörtliche Differenzierung der Vegetationsformen innerhalb einer Formationsgruppe erfolgt mit Hilfe der **hydrologischen und chemischen Hauptfaktoren**. Die fünf Faktoren dieser Gruppe (Tab. 3) stellen neben dem oben genannten Störungsgrad in der Praxis die wichtigsten Indikationsparameter dar. Sie werden daher im Folgenden etwas ausführlicher vorgestellt:

Die Wasserversorgung der Pflanzen ist unbestritten einer der wichtigsten Einflussfaktoren für die Vegetationszusammensetzung. Im hydromorphen Bereich lässt sie sich durch langjährige Mittel des Grundwasserganges recht einfach bestimmen. Auf anhydromorphen Standorten sind dazu kompliziertere Wassergehaltsmessungen bzw. Abschätzungen des Wasserbilanzdefizites nötig. Die **Wasserstufen** stellen eine Einteilung des Niveaus der Wasserversorgung dar. Ihre Benennung ist abgeleitet aus den in der Grünlandkunde eingeführten Klassen der Ertragseinbußen aufgrund von Nässe („+“-Wasserstufen) bzw. Austrocknung („-“-Wasserstufen).

Die dynamischen Eigenschaften des vegetationswirksamen Wassers, insbesondere horizontale Wasserbewegungen und Spiegelschwankungen, werden dagegen selten hervorgehoben. Obwohl z. B. Quellfluren, Stauwassersenzen oder Auenvegetation schon immer als sehr gegensätzliche, eigenständige Vegetationstypen mit augenfälligen Unterschieden in Wasserbewegung, Sauerstoffversorgung und Diasporenausbreitung dargestellt wurden, sind systematische ökologische Gliederungen, wie hier im **Wasserregimety** vorgestellt, wenig verbreitet. Es handelt sich dabei um einen schwer fassbaren Faktorenkomplex, der am besten, jedoch nicht ganz erschöpfend, mit den Parametern Wechselfeuchte (siehe Differenzierung jahreszeitlicher Wasserstandsmediane in Abb. 1) und Wasserbewegung (Wasserspiegelneigung) beschrieben werden kann.

Die Nährstoffversorgung ist ein weiterer wohlbekannter Faktorkomplex. Obwohl zu den einzelnen Nährstoffen vieles bekannt ist, können bestimmte Ausprägungen der Vegetation bislang nicht spezifisch auf einzelne bzw. limitierende Nährstoffe zurückgeführt werden. Zwar fehlt bisher ein für das ganze Spektrum an Standortbedingungen zuverlässiges Messverfahren, doch hat sich bisher für Wälder und Moore das C/N-Verhältnis des Oberbodens als integraler Messparameter der **Trophiestufe** bewährt.

Ebenso erprobt ist die Differenzierung von Vegetationstypen anhand des pH-Wertes im Oberboden. Für die Feuchtgebiete werden bislang nur drei vegetationsökologische **Säure-Basen-Stufen** unterschieden, da die Artenverteilung eine feinere Einteilung nicht deutlich genug erkennen lässt. Im nährstoffreichen Bereich (Trophiestufen kräftig bis polytroph) spiegeln sich Unterschiede in der Basenversorgung allgemein nur undeutlich in der Artenzusammensetzung wider. Deshalb wurde in diesem Bereich bisher keine Vegetationsdifferenzierung anhand der Säure-Basen-Stufe bislang vorgenommen.

Schließlich ist auch die Art und Konzentration der Salzionen in Boden- oder Offenwasser ein bekannter Faktorkomplex, der vor allem anhand der elektrischen Leitfähigkeit oder des Gehalts bestimmter Salzionen gemessen wird. Der **Wasserqualitätstyp** ist entsprechend üblicher Abstufungen eingeteilt, die vor allem die deutlichen Unterschiede zwischen den Artenkombinationen salzhaltiger und (gewöhnlicher) salzärmer Standorte bezeichnen.

## 4 Anwendung

Zu Anwendungen und Aussagemöglichkeiten sollen hier nur einige Beispiele genannt werden:

**Ökologische Zustandserfassung:** Kartierungen können je nach Fragestellung auf bestimmte Standortfaktoren beschränkt werden oder aber Vegetation und Standort werden umfassend dargestellt. Indikationsaussagen über schwankende

Tab. 4: Ökologische Charakterisierung der Artengruppen der offenen ungenutzten Feuchtgebietsvegetation (vereinfacht nach Koska et al. 2001)

AÖ-Nr.	ökologisch-soziologische AG	Wasserstufe				Wasserregimtyp							Trophiestufe				Säure-Basen-Stufe			Wasserqualität				
		6+	5+	4+	3+	2+	2.	bei 6+, 5+, 4+			3+, 2+	2.-	oligo	mesotr.	eutroph	po	sau	sub	kal	st	lt	st	th	
		O	T	Ü	P	K	G	W	I	s	a	z	m	k	r	s-cr	s	u	l	st	lt	st	th	
16	Carex limosa-Gr.																							
18	Sphagnum magellanicum-Gr.																							
22	Carex canescens-Gr.																							
25	Potentilla palustris-Gr.																							
31	Drepanocladus revolvens-Gr.																							
37	Cladium mariscus																							
38	Ranunculus lingua-Gr.																							
39	Carex elata-Gr.																							
44	Rorippa amphibia-Gr.																							
45	Veronica anagallis-aquatica-Gr.																							
46	Berula erecta-Gr.																							
47	Viola palustris-Gr.																							
50	Sphagnum flexus-Gr.																							
51	Epipactis palustris-Gr.																							
54	Lycimachia thyrsiflora-Gr.																							
58	Carex appropinquata-Gr.																							
63	Callitha palustris-Gr.																							
64	Galium palustre-agg.-Gr.																							
66	Ranunculus sceleratus-Gr.																							

Abkürzungen im Tabellenkopf s. Tab. 3

Ökologische Amplitude und Indikationspezifität:

■ sicherer Indikationsbereich (beim Wasserregime: Vorkommen in der Reinform oder nur in Ausbildungen dieses Charakters)

■ stieltes Vorkommen, aber keine spezifische Indikation oder unsichere Einschätzung

■ nur in Ausbildungen (beim Wasserregime in Mischformen von Regimen)

E nur hochwüchsige Arten der Gruppe

Parameter wie den Wasserstand ermöglichen nicht nur eine flächendeckende Erfassung sondern bieten Aussagen zu mittleren Bedingungen, die ansonsten nur durch langfristige Messreihen zu erzielen sind.

**Prognose der Vegetationsentwicklung:** Die abiotischen Standortparameter können unmittelbar nach ihrer Manipulationen gemessen oder im Vorfeld von Planungen modelliert werden. Daraus kann die zu erwartende Vegetation prognostiziert werden (Abb. 2).

**Biotopmanagement:** Die bioindikative Beschreibung ermöglicht einerseits eine ökologische Beurteilung des Zustandes im Hinblick auf den Fortbestand einer Artenzusammensetzung und andererseits eine gezielte Maßnahmenplanung um Standortseigenschaften so zu verändern, dass sich eine angestrebte Vegetation bzw. ein angestrebter Habitatzustand entwickeln kann.

**Ökologisches Monitoring:** Bei wiederholten Erfassungen können sowohl zur Vegetationsveränderung als auch zur Standortsentwicklung Aussagen abgeleitet werden.

Als Grundlage für die praktische Anwendung dienen folgende Arbeitsmaterialien:

Die **Pflanzenartengruppen** sind das eigentliche Kartierwerkzeug. Ihr Zeigerwert für Standortsamplituden in allen Faktoren wird in Tabellenform dargestellt mit Bezug auf die bearbeitete Formationsgruppe (Tab. 4). Da gradientenbezogene Vorkommensgrenzen als Zeigerwert genutzt werden, können anhand des Vorkommens und Fehlens kennzeichnender Artengruppen auch ohne Vegetationsaufnahmen direkt im Gelände Faktorstufen bestimmt und kartiert werden. Nach Bedarf können einzelne oder alle Faktoren indiziert werden. Sofern alle

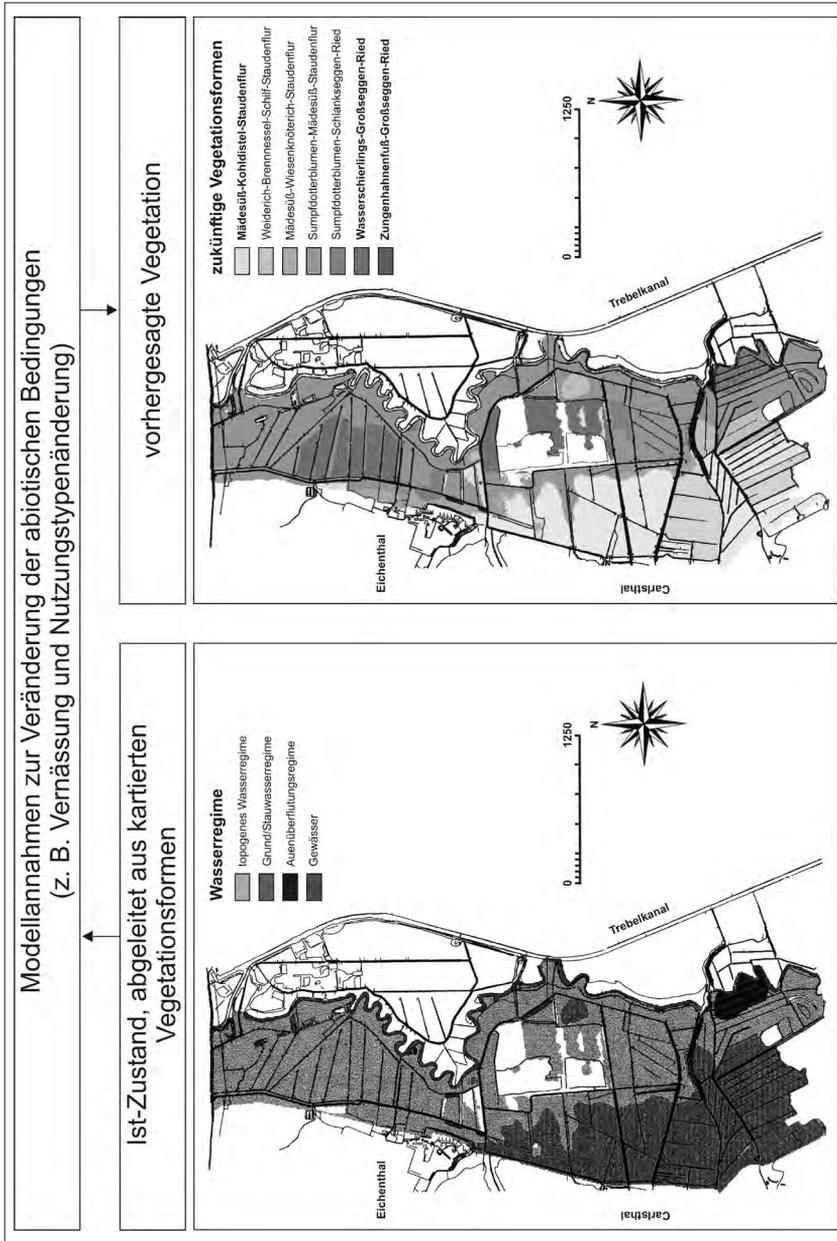


Abb. 2: Beispiel einer Prognose zur Vegetationsentwicklung, abgeleitet aus aktueller Vegetationsformenkartierung und Modellierung der Wasserstände nach geplanter Wiedervernässung (nach HENNEK 2000).

Faktorstufen angesprochen werden, ist damit zugleich der vegetationsökologische Standortstyp und die Vegetationsform ermittelt.

Die **Faktoren- und Stufengliederung** bietet den Hintergrund für die Bi-

oindikation. Qualitative Beschreibung und quantitative Datengrundlage sind in Form von Tabellen oder Graphiken dargestellt (siehe Tab. 3, Abb. 1).

Die **Vegetationsformen- und Standorts-Typologie** ist für bearbeitete Vegetationsbereiche in Form von ökogrammartigen Übersichten und von Vegetationstabellen mit beigefügter Standortssymbolik dargestellt (vgl. Tab. 1). Sie bietet einen Überblick zur typischen Artenausstattung und zu den Standortbedingungen der Vegetationsformen sowie zum Vegetations- und Standortsspektrum einer Formationsgruppe.

Typologische Ausarbeitungen nach aktueller Methode gibt es bisher innerhalb Nordostdeutschlands für die offene Vegetation naturnaher Moore und ungenutzter Feuchtgebietsstandorte, für die Gehölzvegetation der Feuchtgebiete, für das intensiver genutzte Feuchtgrünland und für Ackerstandorte (siehe SUCCOW & JOOSTEN 2001, MANTHEY 2003). Methodisch weitgehend vergleichbar sind auch die Wald-Typologien der forstlichen Standortserkundung (siehe SCHULZE & KOPP 1996–1998).

## Literatur

- BRAND, J. (2000): Untersuchungen zur synsystematischen Umgrenzung und Untergliederung sowie zur standörtlichen und landschaftsräumlichen Bindung von Feuchtwäldern im nordwestdeutschen Tiefland. Diss. Bot. 323, Cramer, Berlin: 344 S.
- BRUELHEIDE, H. (2000): A new measure of fidelity and its application to defining species groups. J. Veg. Sci. 11: 167–178.
- CAJANDER, A. K. (1926): The theory of forest types. Acta Forestalia Fennica 29: 1–108.
- CHYTRÝ, M., TICHÝ, L., HOLT, J. & BOTTA-DUKÁT, Z. (2002): Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. J. Veg. Sci. 13: 79–90.
- DAUBENMIRE, R. F. (1974): Plants and environment. 2. Aufl. New York: 422 S.
- ELLENBERG, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Ulmer, Stuttgart: 136 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3., durchges. Aufl. Goltze, Göttingen: 262 S.
- FLAHAULT, C. & SCHRÖTER, C. (1910) (Hrsg.): Rapport sur la nomenclature phytogéographique (Phytogeographische Nomenklatur). Congrès international de Botanique. Actes III. / Berichte und Vorschläge. III. Bruxelles & Zürich: 131–164.
- GEGOUT, J.-C., HERVE, J.-C., HOULLIER, F. & PIERRAT, J.-C. (2003): Prediction of forest soil nutrient status using vegetation. J. Veg. Sci. 14: 55–62.
- HAASE, G. (1964): Landschaftsökologische Detailuntersuchungen und naturräumliche Gliederung. Peterm. Geogr. Mit. 108: 8–30.
- HÄRDITTE, W. (1995): Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (*Quercus-Fageteta*) im nördlichen Schleswig-Holstein. Kiel. 441 S.
- HENNEK, F. (2000) Vegetationsökologische Entwicklungsprognose des Grünlandes im Mittleren Trebental unter Berücksichtigung wasser- und naturschutzrechtlicher Aspekte. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Botanisches Institut, Universität Greifswald.
- KOCH, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz. Zollikofer, St. Gallen, 144 S.
- KOPP, D. (1969): Der standörtliche Weiserwert der Wald-Bodenvegetation im nordostdeutschen Tiefland. Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden 18: 1–15.

- KOPP, D. (1979): Typisierung der Waldvegetation als Komponente topischer Naturraumtypen - Potsdamer Forschungen, wiss. Schr.-reihe Päd. Hochsch. Potsdam, R.B. 15: 121–129.
- KOPP, D. & SCHWANECKE, W. (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. - DLV, Berlin: 248 S.
- KOSKA, I. (2001a): Ökohydrologische Kennzeichnung. – In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart: 92–111.
- KOSKA, I. (2001b): Standortkundliche Kennzeichnung und Bioindikation. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde: 2. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart: 128–143.
- KOSKA, I., CLAUSNITZER, U., JANSEN, F. & MANTHEY, M. (2004): Pflanzensoziologie und Vegetationsformenkonzept. In: BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband. Weissdorn, Jena: S. 51–53.
- KOSKA, I., SUCCOW, M. & CLAUSNITZER, U. (2001): Vegetation als Komponente landschaftsökologischer Naturraumkennzeichnung. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart: 112–128.
- MANTHEY, M. (2003): Vegetationsökologie der Äcker und Ackerbrachen Mecklenburg-Vorpommerns. - Cramer, Berlin [u.a.]: 209 S.
- MATUSZKIEWICZ, W. & MATUSZKIEWICZ, A. (1981): Das Prinzip der mehrdimensionalen Gliederung der Vegetationseinheiten, erläutert am Beispiel der Eichen-Hainbuchenwälder in Polen. In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): Syntaxonomie. Cramer, Vaduz: 123–148.
- MENNING, P. & STÜDEMANN, O. (1985): Ermittlung der Trockenheitsstufe. In: KOEPKE, V., MENNING, P., REINHOLD, A., SUCCOW, M., STÜDEMANN, O. & VETTERLEIN, E. (1985): Anleitung zur hydrologischen Standortaufnahme. - VEB Ingenieurbüro für Meliorationen, Bad Freienwalde: 18–22.
- MEUSEL, H., JÄGER, E. & WEINERT, E. (1965): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Fischer, Jena: 583 + 258 / 258 + 163 S.
- NEEF, E. (1956): Einige Grundfragen der Landschaftsforschung. Wiss. Zeitschr. d. Univ. Leipzig, Math.-Nat. R. 5: 531–541.
- OBERDORFER, E. (1977–1992) (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Fischer, Stuttgart.
- PASSARGE, H. (1964): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoziologie 13. Gustav Fischer Verlag, Jena. 324 S.
- PEPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. Cramer, Berlin & Stuttgart: 404 S.
- SCAMONI, A. & PASSARGE, H. (1959): Gedanken zu einer natürlichen Ordnung der Waldgesellschaften. Archiv für Forstwesen 8: 386–426.
- SCHLENKER, G. (1950): Forstliche Standortskartierung in Württemberg. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 40/41: 418–422.
- SCHLÜTER, H. (1981): Geobotanisch-vegetationsökologische Grundlagen der Naturraumerkundung und -kartierung. Peterm. Geogr. Mitt. 125(2): 73–82.
- SCHMIDTLEIN, S. (2005): Imaging spectroscopy as a tool for mapping Ellenberg indicator values. J. Appl. Ecol. 42: 966–974.
- SCHULZE, G. & KOPP, D. (Hrsg.) (1996–1998): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung): SEA 95: Losebl.-Ausg.: Teil A: Standortformen; Teil B: Praktisches Arbeitsverfahren; Teil C: Forstliche Auswertung; Teil D: Bodenformen-Katalog; Merkmalsübersichten und -tabellen für Haupt- und Feinbodenformen. Forstplanungsamt M.-V., Schwerin.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart: 622 S.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. 1. Aufl. Fischer, Jena: 338 S.

- VAN WIRDUM, G. (1991): Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Thesis University of Amsterdam, Datawyse, Maastricht..
- WALTER, H. & WALTER, E. (1953): Das Gesetz der relativen Standortskonstanz, das Wesen der Pflanzengesellschaften - Berichte der Deutschen botanischen Gesellschaft 66: 227–235.
- WAMELINK, G. W. W., GOEDHART, P. W., VAN DOBBEN, H. F. & BERENDSE, F. (2005): Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. J. Veg. Sci. 16: 461–470.



# Exkursionsführer



# Küstenlandschaften am Greifswalder Bodden

– Peter König –

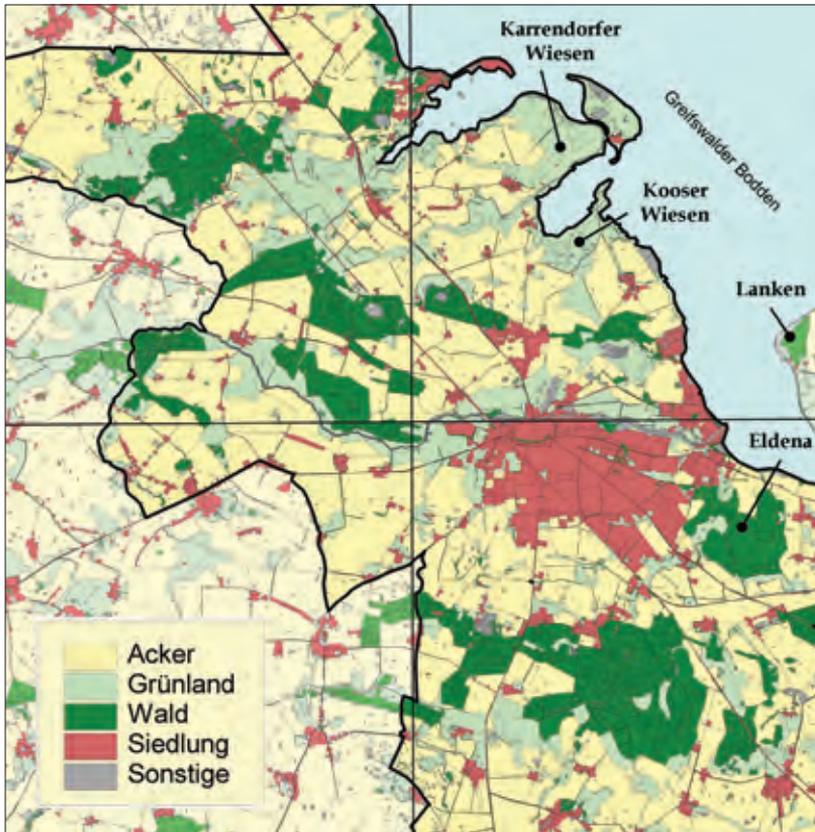


Abb. 1: Verbreitung der Landnutzungsformen in den vier Messtischblättern um Greifswald (aus KÖNIG 2005) und Lage der Exkursionsgebiete.

## Einleitung

Der Greifswalder Bodden ist eine flache, unregelmäßig geformte Bucht, die vor 6 000 bis 5 000 Jahren durch das Eindringen des Meeres in die junge Grundmoränenlandschaft entstand. Bedingt durch die verhältnismäßig enge Öffnung zum Meer, die einen Salzwasseraustausch nur eingeschränkt zulässt, entstand ein Brackwassersee mit einem Salzgehalt von weniger als einem Prozent. Der flache Bodden ist ein guter Laichplatz für große Heringsschwärme, und die ausgedehnten Röhrichtzonen an den Boddenufern stellen einen bedeutenden Lebensraum

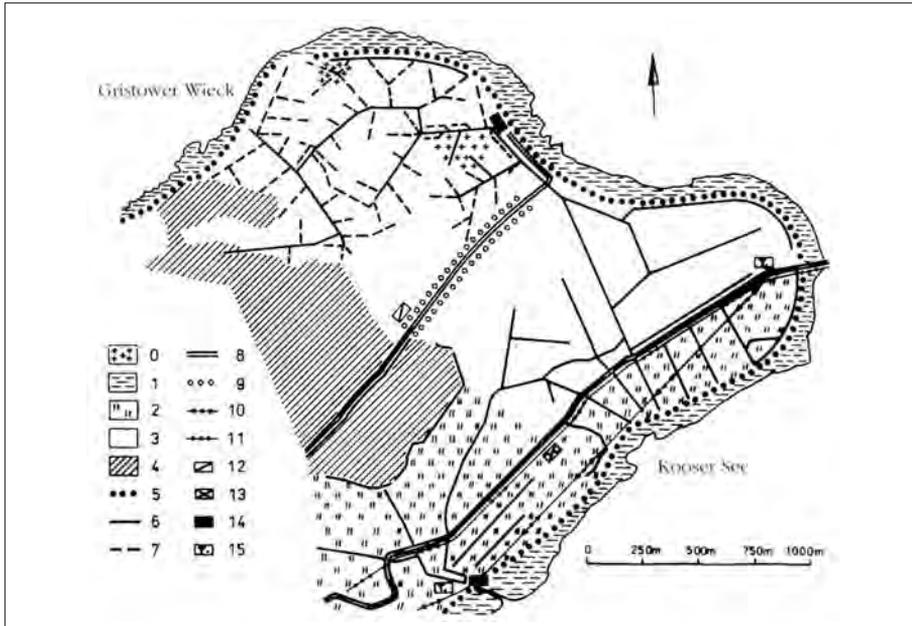


Abb. 2: Flächennutzung, Entwässerungssystem sowie infrastrukturelle Anlagen in den Karrendorfer Wiesen zwischen 1972 und 1992 (aus HOLZ et al. 1996). 0 – Röhricht, 1 – Deichvorland (Salzwiese bzw. -röhricht), 2 – Intensivweide, 3 – Intensivwiese (beides Saatgrasland), 4 – Acker, 5 – Deichtrasse, 6 – Graben, 7 – Dräne (Hauptsammler; für den Ostteil keine Unterlagen vorhanden), 8 – befestigter Weg, 9 – Windschutz-Baumpflanzung, 10 – Niederspannungsfreileitung, 11 – Telefonfreileitung, 12 – Durchfahrtsilo, 13 – massives Melkhaus, 14 – Schöpfwerk, 15 – Trafoanlage.

für eine artenreiche Vogelwelt dar. Über die wesentlichen Landnutzungsformen um Greifswald informiert Abb. 1.

## 1 Karrendorfer und Kooser Wiesen: Salzgrasland, Schutz durch Nutzung

Karrendorfer und Kooser Wiesen sind Bestandteil des NSG „Insel Koos, Kooser See und Wampener Riff“. Dieses 1 560 ha umfassende Naturschutzgebiet, dessen Verordnung aus den Jahren 1990/1994 stammt, beinhaltet mehrere ältere Küstenvogel- und Salzgrünland-Schutzgebiete (FND „Der Streng“, FND „Strandwall auf der Insel Koos“) und wurde in den 1990er Jahren neu gefasst und um die „Karrendorfer Wiesen“, die „Kooser Wiesen“ und das „Wampener Riff“ erweitert.

Das Salzgrasland entlang der Ostseeküste ist das Ergebnis jahrhundertelanger landwirtschaftlicher Nutzung. Die Röhrichte der Brackwasserzonen wurden all-

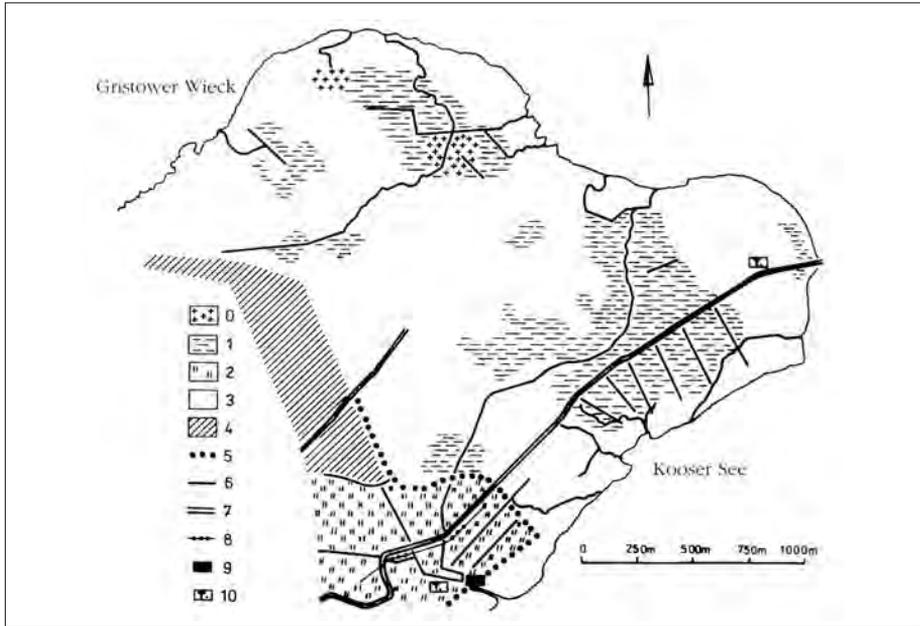


Abb. 3: Flächennutzung, Priel- und Grabensystem sowie Infrastruktur der Karrendorfer Wiesen nach der Ausdeichung im Jahr 1993 (aus Holz et al. 1996). 0 – Röhricht, 1 – Röte (z. T. vegetationsfrei), 2 – Extensivweide, 3 – Überflutungsgrasland, 4 – Acker, 5 – Hochwasserschutzdeich, 6 – Graben/Priel, 7 – befestigter Weg, 8 – Telefonfreileitung, 9 – Schöpfwerk, 10 – Trafoanlage.

mählich durch weideresistente Salzarten ersetzt. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts führten Eindeichungen, Entwässerung und Düngung zu einer stetigen Degradierung des ehemaligen Salzgrünlandes, das deshalb mit seinen spezialisierten Pflanzenarten flächenrückläufig ist. Die Gefährdungsstufen der entsprechenden Pflanzengesellschaften rangieren zumeist um die Kategorie 2 – „stark gefährdet“ (BERG et al. 2004).

### 1.1 Deichrückbau und Wiedervernässung, Vegetation

In den Karrendorfer Wiesen wurde im Rahmen eines Pilotprojektes zu Beginn der 1990er Jahre (HOLZ & EICHSTÄDT 1993) auf einer Fläche von 350 ha durch Deichverlegung ein ehemaliges Salzgrasland wieder dem natürlichen Überflutungsgeschehen ausgesetzt (Abb. 2, Abb. 3).

Die zurückliegenden Meliorationsmaßnahmen der Karrendorfer Wiesen sind allerdings nicht ohne Spuren geblieben. Durch Moorsackungen und Torfmineralisation ist stellenweise ein Höhenverlust von 20–40 cm eingetreten, entspre-

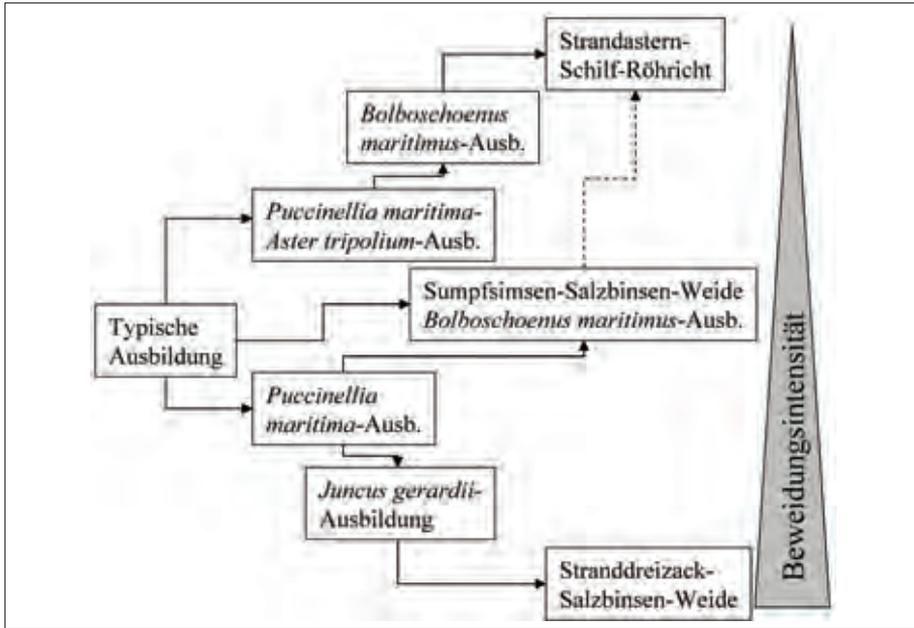


Abb. 4: Sukzessionsschema der Ausbildungen der Schuppenmieren-Salzschwaden-Flur (*Spergularia salina*, *Puccinellia distans*) in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität (aus SEIBERLING 2003).

chend liegen solche Standorte unter NN. Das Vegetationsgefüge pendelt sich so zwischen Überflutung und Beweidung ein.

Erste Begleituntersuchungen belegten (BERNHARDT et al. 2001, BERNHARDT & KOCH 2003), dass mit der Wiederherstellung des natürlichen Überflutungsregimes in Verbindung mit extensiver Beweidung fünf Jahre nach der Deichverlegung fast 75 % der Fläche von typischen Salzpflanzengesellschaften und Marschen bedeckt waren, darunter 8 % von Pioniervegetation. Abb. 4 gibt den Sukzessionsverlauf in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität wieder, Abb. 5 dokumentiert den vorerst letzten Kartierstand des dynamischen Vegetationsgeschehens. Weitere Vegetationskarten liegen aus den Jahren 1994, 1996 und 1998 vor, so dass sich ein recht lückenloses Bild seit der Wiedervernässung zeichnen lässt.

Die Kooser Wiesen wie auch die Insel Koos blieben hingegen von tiefgreifenden Meliorationsmaßnahmen verschont. Bodenarten, Bodentypen und Vegetationsformen des Salzgrünlandes werden am Beispiel der Kooser Wiesen illustriert (Abb. 6; ZIMMERMANN 2001, KOCKEL 2003).

Demnach werden weite Areale vom **Strandastern-Salzbinsen-Rasen** eingenommen, der entlang von Prielen von **Flutrasen** mit *Agrostis stolonifera* oder *Alopecurus geniculatus* durchzogen wird. Kommt es in Senken innerhalb des

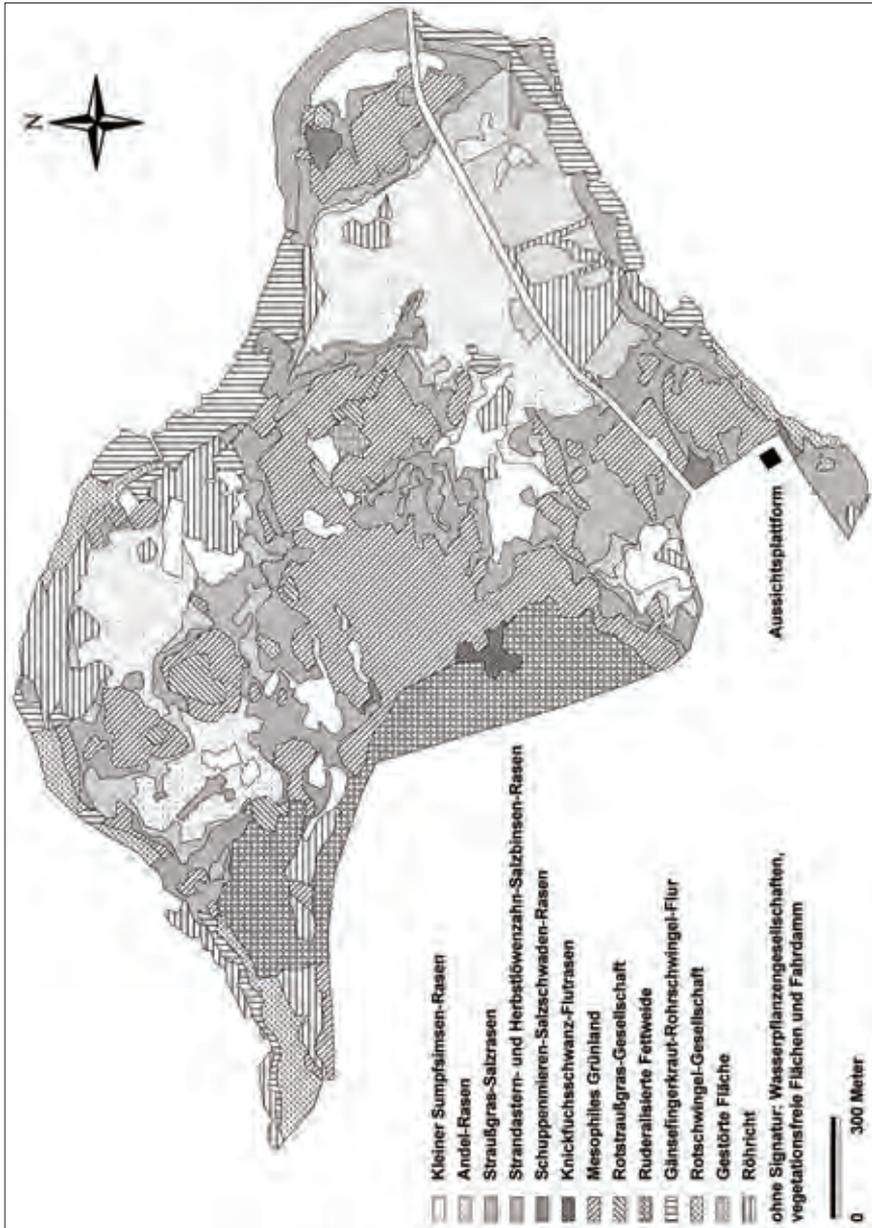


Abb. 5: Vegetation der Karrendorfer Wiesen in 2003/04 (aus KLUSSMANN 2004).

Strandastern-Salzbinsen-Rasens zur Aussüßung aufgrund des Zulaufes von Niederschlagswasser, dominiert *Eleocharis uniglumis* und bildet den **Sumpfsimsen-Salzbinsen-Rasen**.

**Pionierfluren** entwickeln sich in Bereichen, die durch Viehtritt oder Über-

flutung frei geworden sind. Bleibt das Wasser in abflusslosen Senken stehen, entstehen bei der Zersetzung der Pflanzendecke rotbraune Abbauprodukte. Dieses Stadium wird als „Röte“ bezeichnet (vgl. Abb. 3). Nach sommerlichen Trockenperioden verdunstet das Wasser und Salze reichern sich an. In den entstehenden „Salzpfannen“ wächst der lückige **Schuppenmieren-Salzschwaden-Rasen** mit *Puccinellia distans*, *Spergularia salina*, *Suaeda maritima* und *Salicornia europaea*.

Der **Strandmelden-Spülsaum** ist am Boddenufer anzutreffen. Die Vegetationszusammensetzung ändert sich überflutungsbedingt mit dem unterschiedlichen Anteil von Sand und Tang. Mit zunehmender Übersandung treten *Atriplex littoralis* und *A. prostrata* zurück und Arten wie *Cakile maritima* und *Honckenia peploides* gewinnen an Bedeutung.

*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* und *Ranunculus peltatus* subsp. *baudotii* kennzeichnen die vorgelagerte **Tausendblatt-Kammlaichkraut-Tauchflur**. Riede und Röhrichte stellen hier und da die Ufervegetation, reichen allerdings entlang der Priele und Gräben weit in das Gebiet hinein. Im **Strandastern-Schilf-Ried** haben neben den namengebenden *Aster tripolium* und *Phragmites australis* noch weitere Arten Eingang gefunden.

Mit ansteigender Geländehöhe geht der Strandastern-Salzbinsen-Rasen in den **Herbstlöwenzahn-Salzbinsen-Rasen** über, der die höchst gelegene Form des Salzgraslandes mit nur noch schwachem Salzeinfluss kennzeichnet. Zu den typischen Vertretern zählen hier *Leontodon autumnalis*, *Trifolium fragiferum*, *Lotus tenuis* und *Potentilla anserina*.

Vom Salzwasser unbeeinflusst sind **Honiggras-Wiese** und **Kammgras-Weide** mit *Holcus lanatus* bzw. *Cynosurus cristatus*, entsprechend befinden sich diese beiden Vegetationsformen landeinwärts und am weitesten vom Bodden entfernt. Eine intermediäre Stellung nimmt die **Salzhornklee-Honiggras-Wiese** ein.

Bisher kann ganz generell die naturräumliche Situation um Greifswald als Glücksfall gelten, da hier die Salzweiden der Ostseeküste entgegen dem allgemeinen Trend erhalten geblieben sind bzw. durch geeignete Maßnahmen restauriert werden konnten wie eine Analyse zum Landschaftswandel der zurückliegenden Jahrzehnte belegt (KÖNIG 2005). Arten der **Salzwasser- und Meerstrandvegetation** (Abb. 7) finden an der Küste bei Greifswald zusagende Bedingungen im Bereich der Karrendorfer und Kooser Wiesen sowie der Insel Koos. In den küstennahen Bereichen zeichnen sich demnach im zeitlichen Vergleich kaum Veränderungen ab, im Gegensatz zu den binnenländischen Salzstandorten, die durch Entwässerungsaktionen eine weitgehende Aussüßung erfahren haben.

SEIBERLING (2003) hat die Auswirkungen veränderter Überflutungsdynamik auf Polder- und Salzgraslandvegetation der Vorpommerschen Boddenlandschaft geprüft. Da weite Abschnitte von Karrendorfer und Kooser Wiesen als Küstenüberflutungsmoor anzusprechen sind, stellt sich die Frage, wie diese auf

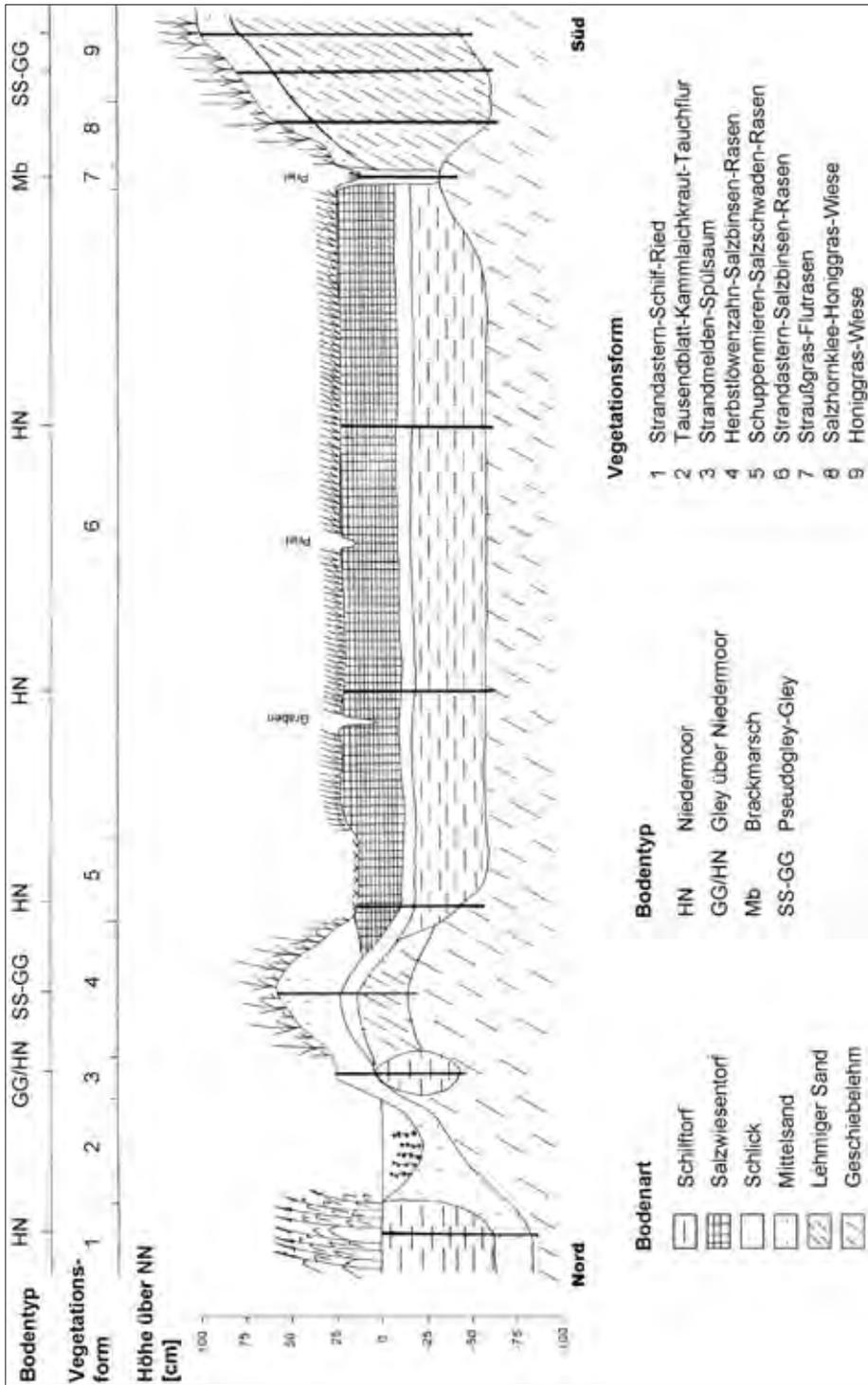


Abb. 6: Landschaftsökologisches Kausalprofil der Kooser Wiesen, Länge des Profils etwa 700 m, Verlauf von Nord nach Süd, Vertikalmaßstab 100fach überhöht (nach ZIMMERMANN 2001).

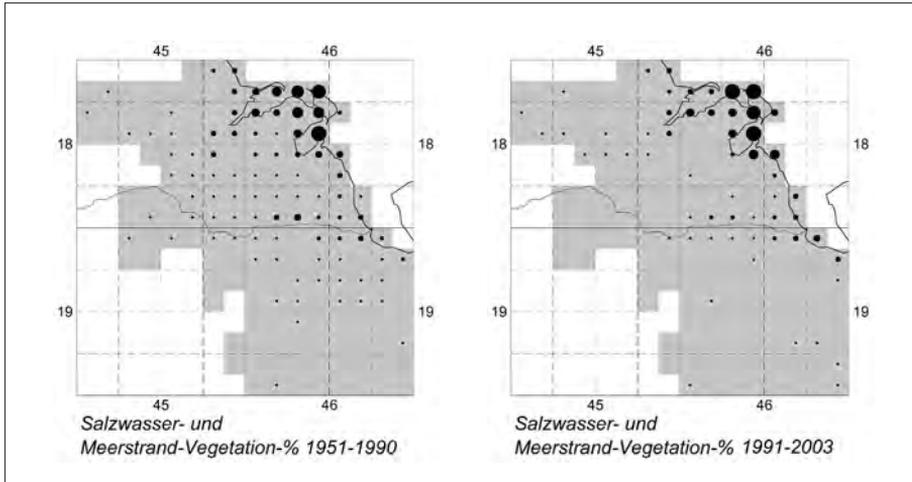


Abb. 7: Prozentualer Anteil der Arten der Salzwasser- und Meerstrandvegetation um Greifswald (im Gebiet  $n = 38$ ), Zuordnung nach ELLENBERG (1992). Kleinste Punktgröße  $>0$  bis 1,5 %, volle Punktgröße  $>13,5$  % (max. 17,5 %) (aus KÖNIG 2005). Zahlen am Rand und Linienunterteilung beziehen sich auf die Messischblatt-Quadranten.

den im Laufe der globalen  $\text{CO}_2$ -Zunahme zu erwartenden **Meeresspiegelanstieg** reagieren werden. Können etwa Küstenabschnitte durch Moorbau, das im Gebiet im bilanzierten Mittel mit 1 mm/Jahr anzunehmen ist, Schritt halten?

Bei einem globalen Meeresspiegelanstieg nach den internationalen „low“, „mid“ bzw. „high estimates“ bis 2050 von 6 cm, 18 cm bzw. 34 cm beträgt die entsprechende Erhöhungserwartung für die Boddenregion 3,6 cm bis 34 cm. Dies entspricht einer Zunahme der bisherigen Anstiegsrate auf das 1,3- bis 14,2-fache. Unter Berücksichtigung dieses Umstandes kommt es, bezogen auf 1990, bei Eintreffen des „low estimate“ bis 2050 zu einem effektiven Absinken des Meeresspiegels für Salzgrasländer von maximal 2,4 cm, das heißt, das unter dieser Annahme das Überflutungsgeschehen etwa gleich bleibt. Für das „mid estimate“ ist ein effektiver Meeresspiegelanstieg von 11 cm zu erwarten, für das „high estimate“ ein solcher von etwa 27 cm.

Die beiden letzten Szenarien übersteigen die Toleranzen der untersuchten Vegetationseinheiten. Die Artengruppen verschieben sich somit um einen dem Wasseranstieg entsprechenden Betrag topografisch in höher gelegene Abschnitte. Zur Ausbreitung von Artengruppen ist entsprechend eine Abnahme oder das Absterben und damit das Verdrängen von anderen Artengruppen notwendig.

## 1.2 Floristisches und faunistisches Inventar

### Salzgrasland und Röhricht:

*Aster tripolium* (Massenbestände)  
*Blysmus rufus*  
*Bolboschoenus maritimus*  
*Bupleurum tenuissimum*  
*Cotula coronopifolia*  
*Eleocharis parvula*  
*Eleocharis uniglumis*  
*Festuca rubra*  
*Glaux maritima*  
*Hordeum secalinum*  
*Juncus gerardii*  
*Juncus ranarius*  
*Oenanthe lachenalii*  
*Phragmites australis*  
*Plantago major* subsp. *winteri*  
*Plantago maritima* subsp. *maritima*  
*Puccinellia distans*  
*Puccinellia maritima*  
*Poa humilis* (*P. subcaerulea*)  
*Salicornia europaea* subsp. *brachystachya*  
*Schoenoplectus tabernaemontani*  
*Spergularia salina*  
*Suaeda maritima*  
*Trifolium fragiferum*  
*Triglochin maritimum*  
*Triglochin palustre*

### Magerrasen:

*Agrostis capillaris*  
*Armeria maritima* subsp. *elongata*  
*Carex arenaria*  
*Centaurea jacea*  
*Danthonia decumbens*  
*Ononis repens*

### Dünen:

*Honckenya peploides*  
*Leymus arenarius*

Zu den **Besonderheiten** der Salzflora gehört *Eleocharis parvula*, die gegenwärtig auf den Karrendorfer und Kooser Wiesen sowie der Insel Koos anzutreffen ist (zumeist nur vegetativ). Die Art wurde früher offensichtlich übersehen, zumindest sind aus den floristisch intensiv untersuchten 1960er bis 1980er Jahren keine Nachweise bekannt geworden. *E. parvula* wächst in den Prielsystemen und wird offensichtlich aus großen Beständen in tiefliegenden Schlammflächen innerhalb der Salzwiesen herausgespült und ist an den charakteristischen fadenförmigen Ausläufern zu erkennen, die am Ende kommaförmig verdickte, weißgelbe Knospen tragen.

Zu den **Neubürgern** des Salzgrünlandes zählt die aus Südafrika stammende *Cotula coronopifolia*. Im 18. Jahrhundert wohl aus einem holländischen

Botanischen Garten stammend hat sich die Art vor allem im küstennahen NW-Deutschland eingebürgert. MOHR (1999) konnte die Art für Mecklenburg-Vorpommern an zwei Fundorten am Südufer des Bodstedter Boddens westlich von Barth 1998 erstnachweisen. Im Jahr 2000 wurde ein Exemplar mit drei Trieben im Salzgrünland der Karrendorfer Wiesen aufgefunden. Zwischenzeitlich hat sie sich hier und andernorts weiter ausgebreitet.

Auch **avifaunistisch** stellt das Gebiet ein Highlight dar, wie die Zählungen von bis zu 100 000 Blässgänsen, 40 000 Pfeifenten, 12 000 Kibitzen, 15 000 Goldregenpfeifern, 1 000 Alpenstrandläufern, 1 000 Kampfläufern, 800 Bruchwasserläufern und so fort belegen, die sich zu ausgiebiger Rast und Nahrungsaufnahme im Gebiet einfinden (UMWELTMINISTERIUM MV 2003). Aus einem „tostlosen Saatgrasland“ ist plötzlich ein Vogelparadies geworden (MÜLLER-MOTZFELD 2001).

### 1.3 Nutzung und Zugänglichkeit

Die für den Fortbestand und die weitere Entwicklung unabdingbare Beweidung erfolgt im Wesentlichen über Rinder, zum Teil über Schafe und Pferde. Die südöstlichen Teile der Insel Koos werden ackerbaulich genutzt.

Die Karrendorfer Wiesen sind über den Riegeldeich, an dem ein Aussichtsstand einen weiten Rundblick gestattet, sowie den Plattenweg zur Insel Koos zugänglich. Die Insel Koos selbst und die südlich der Karrendorfer Wiesen gelegenen Kooser Wiesen dürfen nicht betreten werden. Der Strand des zum NSG gehörenden Wampener Riffs wird sommers von zahlreichen Badegästen bevölkert; er trägt Vegetationseinheiten wie sie auch am Ludwigsburger Haken, den wir am NSG „Lanken“ aufsuchen, anzutreffen sind.

## 2 Elisenhain und Lanken: Naturnahe Waldentwicklung und Umweltbildung

### 2.1 NSG „Eldena“

Auf unserer Fahrt nach Lanken und etwa 5 km südöstlich von Greifswald gelegen passieren wir das 407,1 ha umfassende NSG „Eldena“ (Unterschutzstellung 1961), das mit seinen artenreichen und naturnahen Laubwaldgesellschaften zu den wertvollsten Waldflächen des nordostdeutschen Tieflandes gehört. Es stellt zugleich einen traditionellen Forschungssektor der Universität Greifswald dar (BOCHNIG 1959, SPANGENBERG 2001, SPANGENBERG et al. 2003). Die dominierende Pflanzengesellschaft des Waldgebietes ist heute der Eschen-Buchengewald (*Fraxino-Fagetum*, Abb. 8). Das Gebiet beinhaltet drei Naturwaldzellen

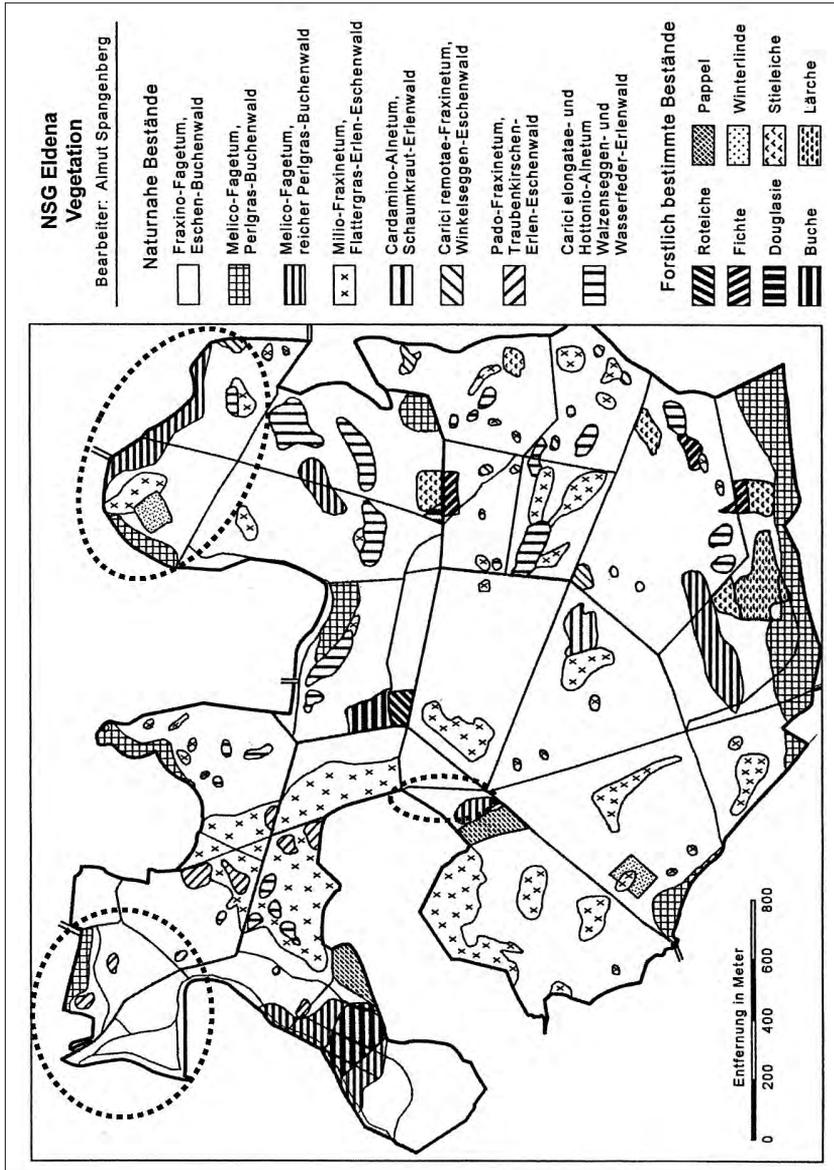


Abb. 8: Vegetation des NSG „Eldena“ (SPANGENBERG et al. 2003) und Lage der als Totalreservate ausgewiesenen Naturwaldzellen (gepunktete Umrandung)

von zusammen 27,62 ha Größe, von denen eine den Namen „Elisenhain“ trägt. Die Bezeichnung geht auf einen Besuch der Kronprinzessin Elisabeth von Preußen zurück, die den Wald 1825 durchwanderte; sie wird im Volksmund auch für das Waldgebiet insgesamt verwendet.

Zu Anfang des 17. Jahrhunderts wurde das Waldgebiet als Waldweide genutzt, die zwischen 1820 und 1850 eingestellt wurde. In der Folge wurde der durch un-

geregelte Holz- und Weidenutzung überformte Wald in Hochwaldbestände umgewandelt. Zeugen der früher weit verbreiteten Schweinemast stellen mächtige Exemplare von *Fagus sylvatica* und *Quercus robur* dar, die in den Totalreservaten (Abb. 8) ins Auge fallen und der natürlichen Lebensrhythmik unterliegen. Entsprechend lassen sich hier die dynamischen Prozesse um Zerfall und Verjüngung in beeindruckender Weise studieren.

Im Frühjahr ist der Waldboden auf nahezu der gesamten Fläche von Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*, vereinzelt *A. ranunculoides*) bedeckt. *Corydalis cava*, *Gagea lutea* und *Ranunculus ficaria* tragen zu dieser Zeit zum reichen Blühaspekt bei, während *Corydalis intermedia* und *Gagea spathacea* eher unauffällige Frühjahrsboten darstellen.

### 2.1.1 Nutzung und Zugänglichkeit

Das Waldgebiet ist durch ein dichtes Wegenetz erschlossen und zugänglich. Ursprünglich zum Grundbesitz des Klosters Eldena gehörig, befindet sich der Wald seit der Säkularisation im 15. Jahrhundert im Besitz der Universität Greifswald, die heute über eine eigene Forstabteilung die Nutzung entsprechend der gültigen Behandlungsrichtlinie realisiert. Es kommt dabei immer wieder zu Unstimmigkeiten der naturschutzfachlichen Bewertung von Maßnahmen, zuletzt wurden so am Totalreservat „Elisenhain“ etwa 100 Bäume im Zuge der „Wegesicherungspflicht“ entnommen.

## 2.2 NSG „Lanken“

Das Naturschutzgebiet Lanken, eine alte 57 ha umfassende Küstennehrung, liegt an der Südküste des Greifswalder Boddens im Landkreis Ostvorpommern in der Nähe des Ortes Ludwigsburg. Die bis zu 4 m hohen Strandwälle sind von einem alten Dünen-Kiefernwald bewachsen. Über 150 Jahre alte Eichen prägen zusammen mit Eschen und Erlen den angrenzenden Moorwald, der aus einem verlandeten Strandsee hervorgegangen ist. Das Gebiet ist durch ein Strandwallsystem gekennzeichnet und entsprechend in Reffe (Dünenzüge) und Riegen (vermoorte Senken) gegliedert (Abb. 9).

Der vorgelagerte Küstenabschnitt selbst wird von Strandvegetation bzw. Sandtrockenrasen charakterisiert. Mit diesen wollen wir zunächst unsere Darstellung beginnen.

### 2.2.1 Strandvegetation

Einen Eindruck der Vegetationszonierung vom Bodden bis zum Beginn des Dünenkiefernwaldes vermittelt Abb. 10.

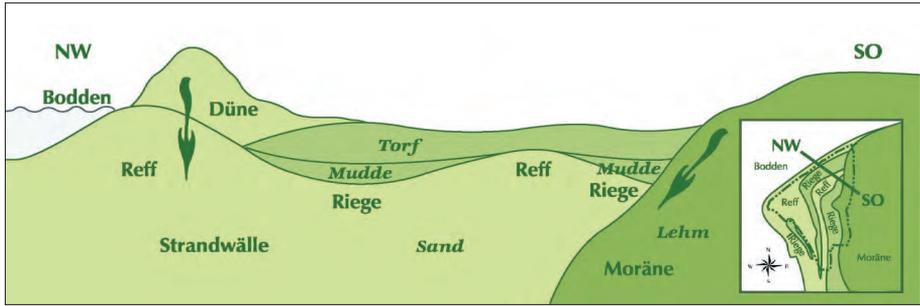


Abb. 9: Profil durch das NSG Lanken (aus VÖLLM 2007). Die Pfeile kennzeichnen die Wasserströme.

Die **Flachwasserbereiche** des Greifswalder Bodden sind sehr krautreich, die Brackwasser-Phytocoenosen (mittlerer Salzgehalt 0,65 bis 0,7 %) wurden von WEGENER (1991) umfassend kartiert. Im Bereich des Ludwigsburger Hakens sind *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum spicatum* häufiger anzutreffen, hier und da tritt *Ranunculus peltatus* subsp. *baudotii* hinzu. Auf Geschieben können sich Algen ansiedeln (etwa *Cladophora* und *Enteromorpha*).

Die von abgerissenen Blattabschnitten von *Zostera marina* geprägte **Strandanwurfzone** legt Zeugnis des Vorkommens von Seegraswiesen in tieferen Wasserzonen ab. Die älteren übersandeten Bereiche tragen **Spülsaum-Gesellschaften** mit *Atriplex littoralis*, *Cakile maritima*, *Honckenya peploides* oder *Salsola kali*, die entsprechend der räumlichen Verbindung vor Ort eng mit Primärdünenbesiedlern verzahnt sind (namentlich *Ammophila arenaria*, *Leymus arenarius*, *Petasites spurius*). Das früher häufige *Eryngium maritimum* ist verschwunden, sicher ein Tribut des Badebetriebes. Hervorzuheben sind die Vorkommen von *Elymus* × *obtusiusculus* (*Agropyron* × *obtusiusculum*, *A. junceum* × *littorale*) und *Lactuca tatarica*, über deren Einbürgerungsgeschichte KRISCH (1989) berichtet.

Die Hybride *Elymus* × *obtusiusculus* ist dabei insoweit bemerkenswert, da der Kreuzungspartner *Elymus athericus* (*Agropyron littorale*) an Atlantik- und Nordseeküste bis an die Nordspitze Jütlands vorkommt, nicht aber in der Ostsee; es handelt sich im Gebiet demnach um eine „Halbwaise“. Der erste Nachweis von der heutigen Küste Mecklenburg-Vorpommerns und (nach den bisherigen Kenntnissen) von der gesamten Ostseeküste überhaupt stammt aus dem Jahre 1852 vom Ballastplatz in Wieck, dem Vorhafen von Greifswald. Diese Quecke wurde mit Schiffsballast eingeschleppt. Sie besiedelt sandige Küstenabschnitte, vor allem Primärdünen.

Bei *Lactuca tatarica* handelt es sich um eine osteuropäische Steppenpflanze mit disjunktem Litoralareal an der Ost- und Nordseeküste mit Ausdehnung bis in das subozeanische Mitteleuropa. Inwieweit die Diskontinuität mit den Wande-

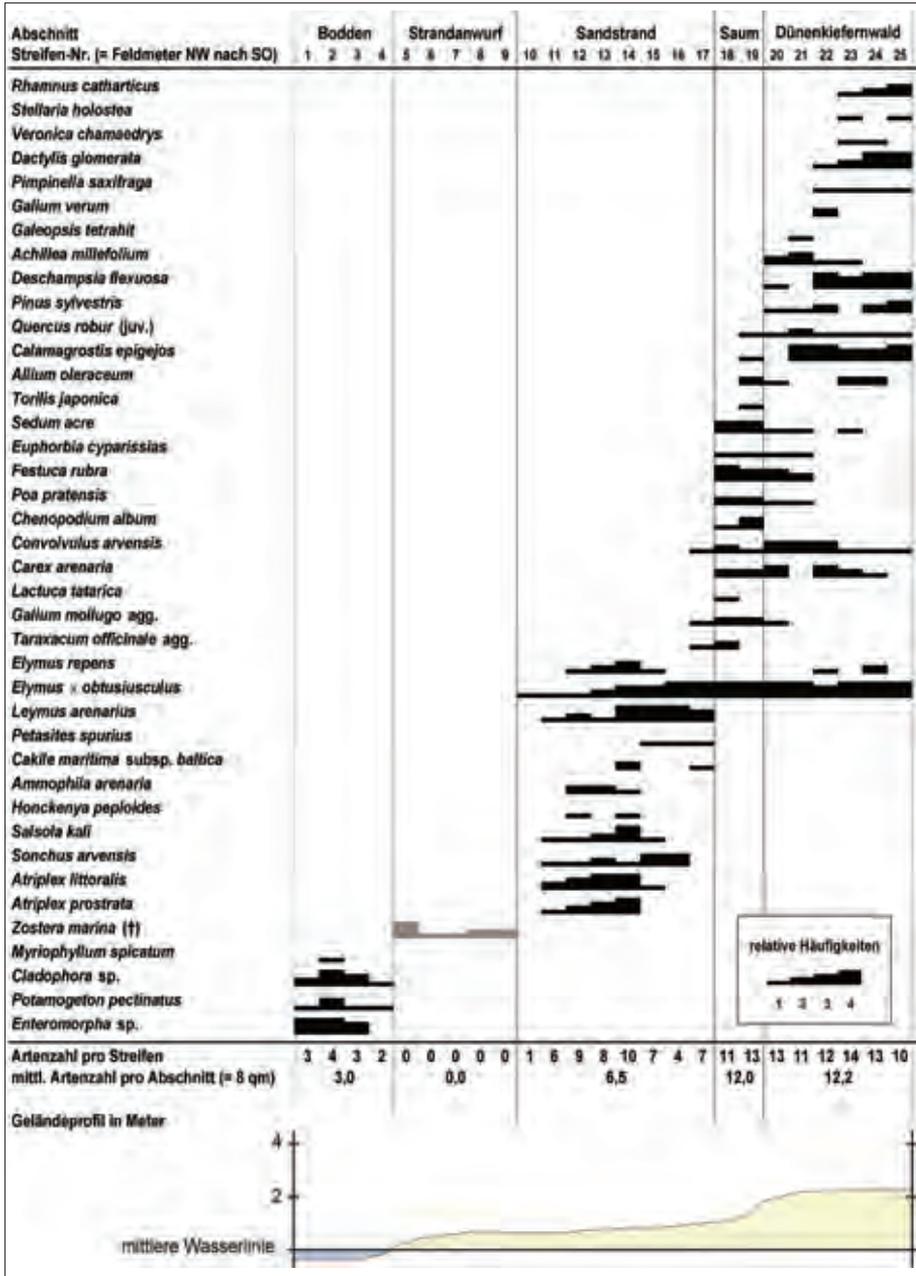


Abb. 10: Profil eines Küstenabschnittes am NSG „Lanken“; auf einer Transektlänge von 25 m und einer Transektbreite von 8 m wurde die relative Häufigkeit der nachgewiesenen Arten ermittelt und grafisch aufgetragen (Aufnahme Juli 1994, Moose nicht dargestellt).

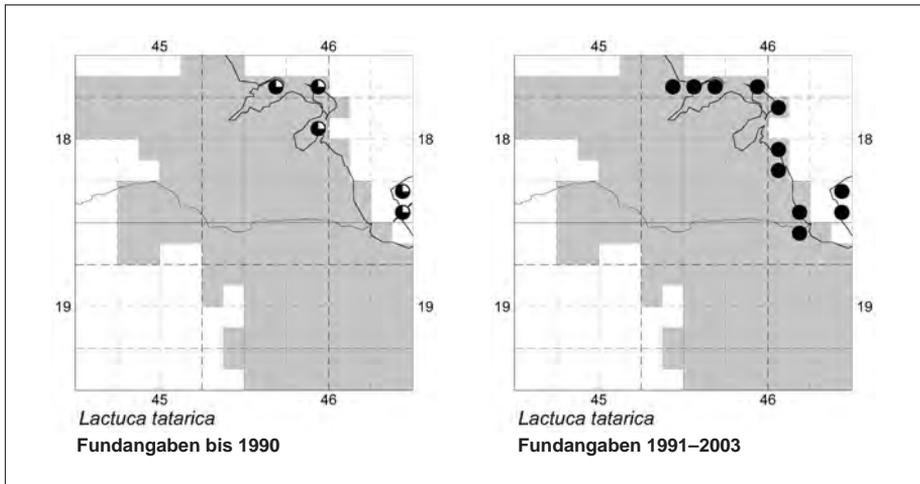


Abb. 11: Gegenüberstellung der Verbreitung des Neophyten *Lactuca tatarica* um Greifswald in den Zeiträumen bis 1990 und 1991–2003 (aus KÖNIG 2005). Zahlen am Rand und Linienunterteilung beziehen sich auf die Messtischblatt-Quadranten.

rungen des Steppenuhns in Verbindung gebracht werden kann (LEICK & STEUBING 1957; KNAPP & JAGE 1978) erscheint zweifelhaft. Die Einschleppung führt KRISCH (1989, 2005) im Wesentlichen auf die Verfrachtung von Ballast in der Segelschiffzeit zurück. Dieser wurde in Häfen, Werften und in der Umgebung der Reeden an ganz bestimmte, ausgewiesene Ballastplätze verbracht, von denen sich mitgeschleppte Diasporen oder vegetative Pflanzenteile ausbreiten konnten. Die Art hat alle offenen küstennahen Sandstandorte des Greifswalder Boddens erobert, der Erstnachweis datiert hier aus dem Jahr 1902. Sie kann als charakteristische Art des *Elymo-Agrophyretum juncei* gelten, kommt aber auch im *Salsolo-Honckenyonion* und *Elymo-Ammophiletum* vor. Die Art zeigt eine stürmische, gut dokumentierte Ausbreitungsentwicklung, die sich noch von den 1960er Jahren bis heute fortsetzte, Abb. 11 stellt dies für das Exkursionsgebiet vor.

Über einen schmalen Saum leitet der Artenbestand dann zum **Dünenkiefernwald** mit der kennzeichnenden *Pinus sylvestris* über.

### 2.2.2 Sandtrockenrasen

Auf dem Weg vom Parkplatz zur Gaststätte „Zum Boddenblick“ begegnen uns weitläufige Sandtrockenrasen, die hier und da ruderal durchsetzt sind, so fällt etwa der hohe Anteil von *Calamagrostis epigejos* ins Auge. Am Fähranleger ist ein größerer Bestand von *Conium maculatum* bemerkenswert. Die nachstehende Liste vermittelt einen Eindruck des weiteren Blütenpflanzenbestandes.

*Agrostis capillaris*  
*Aira caryophyllea*  
*Aira praecox*  
*Anthoxanthum odoratum*  
*Armeria maritima* subsp. *elongata*  
*Artemisia campestris*  
*Bromus hordeaceus*  
*Carex arenaria*  
*Cerastium semidecandrum*  
*Erodium cicutarium*  
*Euphrasia stricta*  
*Festuca filiformis*  
*Festuca ovina*  
*Filago arvensis*  
*Filago minima*  
*Veronica arvensis*  
*Vicia angustifolia*

*Galium verum*  
*Helichrysum arenarium*  
*Helictotrichon pratense*  
*Hypochaeris radicata*  
*Jasione montana*  
*Myosotis stricta*  
*Poa angustifolia*  
*Potentilla argentea*  
*Potentilla heptaphylla*  
*Ranunculus bulbosus*  
*Rumex acetosella*  
*Saxifraga granulata*  
*Sedum acre*  
*Trifolium arvense*  
*Trifolium campestre*  
*Trifolium dubium*

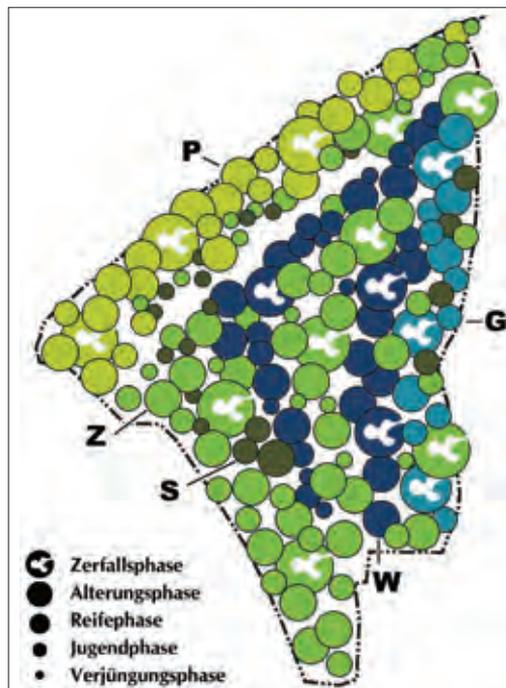


Abb. 12: Das Waldmosaik der Lanken (aus VÖLLM 2007). G – Gemeinschaftsreich der Esche (*Fraxinus excelsior*), P – Pionierreich der Kiefer (*Pinus sylvestris*), S – Schattenreich der Buche (*Fagus sylvatica*), W – Wasserreich der Erle (*Alnus glutinosa*), Z – Zwischenreich der Eiche (*Quercus robur*).

### 2.2.3 Waldvegetation

Geschichtlich betrachtet dominierten Buchen das Gebiet, als Slawen vor 1300 Jahren in die verwaiste Region kamen. Sie und alle nachfolgenden Völker weideten ihr Vieh im Wald und auf den Grasflächen am Strand. In der Folge verschwand die Buche und es entstand eine lichte Parklandschaft mit mächtigen Huteeichen. Anfang des 19. Jahrhunderts begann in Lanken eine geregelte Forstwirtschaft, wurden Nadelbäume gepflanzt und Entwässerungsgräben durch die moorigen Abschnitte gezogen.

Nach massiven Bereinigunghieben (Entfernung von forstlich eingebrachten Nadelbaumkulturen, insbesondere Douglasien) zu Beginn des 21. Jahrhundert soll das Gebiet sich fortan weitgehend unbeeinflusst entwickeln können. Diesem Ziel dient ebenso die Konsolidierung des Wasserhaushaltes durch Verschluss der Entwässerungsgräben. Es bleibt abzuwarten, inwieweit sich die „Karrierefrau mit Ellenbogen, die alle Anderen in den Schatten stellt“ wie es im Begleitheft über *Fagus sylvatica* heißt, in den kommenden Jahrzehnten auszubreiten vermag.

Das gegenwärtige Waldmosaik zeigt Abb. 12 mit den verschiedenen Verjün-



Abb. 13: Titelblatt der das NSG Lanken umweltpädagogisch begleitenden Broschüre „Drachenreich Lanken“. Das nach Art eines interaktiven Führers aufgebaute Begleitheft ist vor Ort erhältlich oder kann als PDF von der Internetseite [www.drachenreich.succow-stiftung.de](http://www.drachenreich.succow-stiftung.de) heruntergeladen werden.

gungs- bis Zerfallsphasen. Das zugehörige Geländeprofil (Abb. 9) erlaubt eine räumliche Zuordnung der damit verbundenen Waldgesellschaften.

#### 2.2.4 Nutzung und Zugänglichkeit

Das 2003 von der „Michael Succow Stiftung zum Schutz der Natur“ übernommene NSG Lanken erhielt 2007 zum 50jährigen Bestandsjubiläum des Naturschutzgebietes einen Naturerlebnispfad der besonderen Art, das „**Drachenreich**“. Pfad und zugehörige Begleitbroschüre (Abb. 13) vermitteln in ansprechender Weise die Interaktion von Standort, Vegetation und Zeit.

Der öffentliche Zugang des Gebietes erfolgt über einen Waldweg, der das NSG von SW nach NO durchzieht sowie entlang der Boddenküste. Am südwestlichen und nordöstlichen Eingang des Waldgebietes laden Hinweisschilder zum Besuch des „Drachenreiches“ ein.

### Literatur

- BERG, C., J. DENGLER, A. ABDANK & ISERMANN, M. (Hrsg.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband. – 606 S., Jena: Weissdorn.
- BERNHARDT, K.-G., A. FOLKOWSKI, C. RUTH, H. SCHURBOHM, M. SUCCOW & TESMER, J. (2001): Dynamik der Außendeichsvegetation des Nordmecklenburgischen Bodden. Veränderungen nach Wiederzulassung der Überflutungsdynamik im ausgedeichten Zustand. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 33: 5–17.
- BERNHARDT, K.-G. & KOCH, M. (2003): Restoration of a salt marsh system: temporal change of plant species diversity and composition. – Basic Appl. Ecol. 4: 441–451.
- BOCHNIG, E. (1959): Das Waldschutzgebiet Eldena bei Greifswald (Universitätsforst Greifswald). – Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 5: 75–138, 1 Veg.karte + 3 Tabellen im Anhang.
- ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). – In: ELLENBERG, H., H. H. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & PAULISSEN, D.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 2. Aufl., Scripta Geobot. 18: 9–166, Göttingen.
- HOLZ, R. & EICHSTÄDT, W. (1993): Die Ausdeichung der Karrendorfer Wiesen – ein Beispielprojekt zur Renaturierung von Küstenüberflutungsräumen. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 36 (2): 57–59.
- HOLZ, R., C. HERRMANN & MÜLLER-MOTZFELD, G. (1996): Vom Polder zum Ausdeichungsgebiet: Das Projekt Karrendorfer Wiesen und die Zukunft der Küstenüberflutungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. – Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 32: 3–27.
- KLUSSMANN, M. (2004): Vegetationsökologische Untersuchungen zur Re-Etablierung von Salzgrünland am Beispiel der Karrendorfer Wiesen bei Greifswald (Ostsee). – Dipl.-Arb., 208 S. + Anhang, Bot. Inst. Univ. Greifswald.
- KNAPP, H. D. & JAGE, H. (1978): Zur Ausbreitungsgeschichte von *Lactuca tatarica* (L.) C. A. Meyer in Mitteleuropa. – Feddes Repert. 89: 453–474.
- KOCKEL, R. (2003): Das Küsten-Überflutungsmoor „Kooser Wiesen“. – Greifswalder Geographische Arbeiten 30: 79–83.
- KÖNIG, P. (2005): Floren- und Landschaftswandel von Greifswald und Umgebung. – 629 S. + 2 Folien, Jena: Weissdorn.

- KRISCH, H. (1974): Zur Kenntnis der Pflanzengesellschaften der mecklenburgischen Boddenküste. – Feddes Repert. 85: 115–158, Taf. XIII–XXIII.
- KRISCH, H. (1989): Analyse der Verbreitung von *Agropyron* × *obtusiusculum* Lange und *Lactuca tatarica* (L.) C. A. Meyer an der Ostseeküste der Deutschen Demokratischen Republik. – Flora 183: 73–86.
- KRISCH, H. (2005): Steppenhühner oder Segelschiffe? – Rugia, Rügen-Jahrbuch 2005: 92–97.
- LEICK, E. & STEUBING, L. (1957): *Lactuca tatarica* (L.) C. A. Meyer als Wanderpflanze und Insel-Endemit. – Feddes Repert. 59: 179–189.
- MOHR, A. (1999): Laugenblume *Cotula coronopifolia* – Erstnachweis für Mecklenburg-Vorpommern. – Bot. Rundbr. Meckl.-Vorp. 33: 129–130.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001): Revitalisierung eines Küsten-Überflutungsmoores am Greifswalder Bodden. – In: SUCCOW & JOOSTEN (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. – 2. Aufl., S. 517–523, Stuttgart: Schweizerbart.
- SEIBERLING, S. (2003): Auswirkungen veränderter Überflutungsdynamik auf Polder- und Salzgraslandvegetation der Vorpommerschen Boddenlandschaft. – Diss., 213 S., Univ. Greifswald.
- SPANGENBERG, A. (2001): Die Vegetationsentwicklung im Naturschutzgebiet Eldena (Vorpommern) in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. – Greifswalder Geographische Arbeiten 23: 227–240.
- SPANGENBERG, A., K. BILLWITZ, I. HERZBERG & LANDGRAF, L. (2003): Das Naturschutzgebiet Eldena. – Greifswalder Geographische Arbeiten 30: 7–23.
- JESCHKE, L., LENSCHOW, U. & ZIMMERMANN, H. (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. – 712 S., Schwerin: Demmler.
- VÖLLM, S. (2007): Drachenreich Lanken. – Broschüre, 64 S., Greifswald.
- WEGENER, K.-A. (1991): Pflanzengesellschaften an der Südküste des Greifswalder Boddens. – Gleitschia 19: 259–268.
- ZIMMERMANN, R. (2001): Landschaftsökologische Untersuchungen des Küsten-Überflutungsmoores Kooser Wiesen. – Diplomarbeit, 82 S. + Anhang, Bot. Inst. Greifswald.



# Moorvegetation im Peenetal

– Tiemo Timmermann, Ulrich Fischer, Maria Peter –



Abb. 1: Lage der Exkursionsgebiete (Amt für Geoinformation, Vermessungs- und Katasterwesen Mecklenburg-Vorpommern).

## 1 Einleitung

Das Peenetalmoor gilt wegen seines noch relativ hohen Anteils an naturnaher Vegetation und der weitgehenden Unberührtheit des Flusslaufes als das am besten erhaltene norddeutsche Talmoor. 1993 wurde dem Peenetal der Status eines Gebietes „von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung“ für den Naturschutz in Deutschland zuerkannt. Die Besonderheit des Peenetals ist sein überaus geringes Gefälle, das auf 124 Flusskilometern nur 20 cm beträgt (HURTIG 1957). Je

nach den Windverhältnissen im Mündungsbereich an der Küste kann es so zum Aufstau des Flusses oder zur Umkehr der Fließrichtung kommen. Im flussnahen Bereich des Peenetalmoores blieb trotz intensiver Meliorationsbemühungen insbesondere im Unterlauf stets ein Überflutungseinfluss bestimmend, der eine intensive Nutzung verhinderte. Im Peenetal sind daher eine ganze Reihe wertvoller Naturschutzgebiete ausgewiesen, in denen vegetationskundlich und kulturhistorisch interessante naturnahe Moore bis heute zu finden sind. Im Zuge von unterschiedlichen Renaturierungsprojekten sind seit Mitte der 1990er Jahre rund 10 000 ha wiedervernässt worden. In naher Zukunft soll das gesamte Peenetal den Status eines Naturparks mit zentraler Verwaltung erhalten.

Klimatisch ist das Untere Peenetal durch relativ kalte Winter (Mitteltemperatur im Januar:  $-0,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) und warme Sommer (Mitteltemperatur im Juli  $17,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) bei einer mittleren Jahrestemperatur von  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$  gekennzeichnet (vgl. KLIEWE 1951). Die Vegetationsperiode ist, verglichen mit maritimen Regionen, verkürzt und die Zahl der frostfreien Tage (172 Tage) geringer. Bedingt durch eine Leewirkung des zwischen Peenetal und Ostseeküste gelegenen Höhenrückens fallen im Gebiet lediglich 550 mm mittlerer Jahresniederschlag.

Die Nomenklatur der Blütenpflanzen folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), die der Syntaxa SUCCOW & JOOSTEN (2001).

## 2 Exkursionsziel 1: NSG „Peenewiesen bei Gützkow“

Das NSG „Peenewiesen bei Gützkow“ (58 ha) gilt als das floristisch reichhaltigste Naturschutzgebiet im Bereich der Niedermoore im Nordosten Deutschlands. Es wurde hinsichtlich seiner Vegetationsentwicklung der letzten Jahrzehnte gut dokumentiert (SLOBODDA 1979, FISCHER 1995, 1999, 2004). Dieser Moorabschnitt soll im Folgenden in seiner Vegetationsveränderung exemplarisch für das naturnahe Peenetalmoor umrissen werden.

Charakteristisch sind die Abfolgen von Seggenried-, Feuchtwiesen-, Bruchwald- und Torfstich-Vegetationsformen. In einem Mosaik von Pfeifengraswiesen und Resten kleiner Handtorfstiche in Talrandnähe wurden in Mecklenburg-Vorpommern 11 vom Aussterben bedrohte, 26 stark gefährdete und 31 gefährdete Arten festgestellt, u. a. *Ophrys insectifera*, *Betula humilis*, *Dactylorhiza russowii*, *Carex hostiana*, *Carex pulicaris*, *Laserpitium pruthenicum*, *Primula farinosa*, *Schoenus ferrugineus* und *Swertia perennis* (FISCHER 1997).

Im ursprünglichen Zustand handelt es sich bei diesem Abschnitt des Flusstalmoores um ein stark grundwassergespeistes mesotroph-kalkhaltiges (bis -subneutrales) Durchströmungsmoor. Stratigraphische und palynologische Untersuchungen zeigen eine Moorgenese in drei Phasen: frühholozäne Verlandung, mittelholozäne Stagnation des Moorbewuchses und spätholozäne Versumpfung

mit Aufwuchs eines 5 m mächtigen Durchströmungsmoores. Seit dem Boreal wuchsen relativ gleichmäßig Grob- bis Feinseggentorfe über die gesamte Talniederung auf. Die obersten unvererdeten Torfschichten stammen aus der Zeit des Mittelalters (FISCHER 2004).

## 2.1 Landnutzungs- und Vegetationswandel

Den Landnutzungs- und Vegetationswandel seit der Schwedischen Matrikelkarte von 1694 hat FISCHER (1999, 2004) ausführlich dokumentiert.

Ende des 17. Jahrhunderts wird für die Flächen der heutigen Feuchtwiesen am Talrand (sogenannte Kirchenwiesen) „ebenes niedriges Weideland“ angegeben, das heißt, es dürfte sich um Seggenriede gehandelt haben. Hinweise auf Holzbewuchs fehlen. Das vermutlich noch wachsende, wenig beeinflusste Durchströmungsmoor war also vor 300 Jahren hauptsächlich durch basiphile Zwischenmoor-Seggenriede wie im natürlichen Zustand geprägt. Entlang des Peeneufers im Überflutungsbereich (maximal 100 m breit) sind feuchte, produktive Riedwiesen angegeben. Die Vegetation war vermutlich durch Rohrglanzgras und Wasserschwaden charakterisiert. Nur in diesem Überflutungsbereich war das Aufkommen von Erlen möglich.

Ende des 18. bis Anfang des 19. Jahrhundert entstanden am Talrand durch schwache Entwässerung und Mahd ohne Düngung die ersten Pfeifengraswiesen. Um 1832 (Urmesstischblatt) werden bereits Bewaldungstendenzen im vorentwässerten Talmoor deutlich, die durch lichten Gebüschaufwuchs mit überwiegend *Betula humilis*, *Betula pubescens* und *Salix cinerea* zum Ausdruck kommen. Das betraf Flächen, die nicht gemäht sondern beweidet wurden (im Zuge der weiteren, intensiveren Nutzung wurden diese Gebüsche wieder zurückgedrängt). Große Bestände von *Primula farinosa* prägten den Aspekt der damaligen Feuchtwiesen. Sie bestätigen den nassen, mesotroph-kalkreichen Charakter der gesamten damaligen Wiesenflächen (HORNSCHUCH 1837). Für andere Stellen beschreibt HORNSCHUCH Wiesen, die so sumpfig sind, „dass sie nur im Hochsommer zur Zeit der Heuwerbung begangen werden können und an manchen Orten, z.B. bei Gützkow, muss man auch dann noch bis über die Knöchel im Wasser waten. Meistens werden sie auch nur einmal gemäht.“

Die östlichen Kirchenwiesen, heute ein Mosaik aus Pfeifengraswiesen und Relikten alter Handtorfstiche (die um 1870 entstanden sind), sind bereits Mitte des 19. Jahrhunderts als Besonderheit in der floristischen Literatur erwähnt. Funddaten auch damals seltener Kalk-Zwischenmoor-Arten (z.B. *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Ophrys insectifera*, *Herminium monorchis*, *Dactylorhiza russowii*) sind dokumentiert.

Zwischen 1869 und 1945 wurden die Kirchenwiesen an Bauern der Umgebung in Parzellen von 1–4 Morgen verpachtet. Durch die regelmäßige, zweisehü-

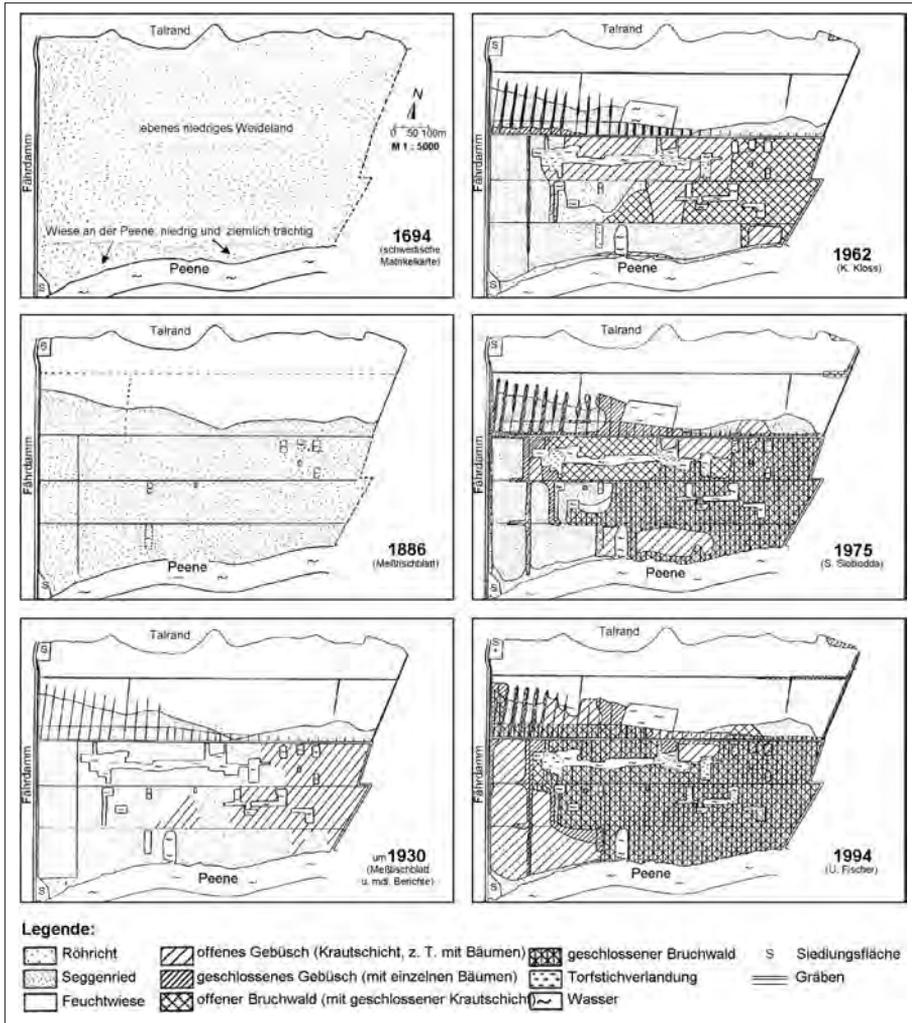


Abb. 2: Landnutzungs- und Vegetationswandel im NSG „Peenewiesen bei Gützkow“ (FISCHER 2001).

rige Mahdnutzung, die für die zweite Hälfte des 19. Jahrhundert nachgewiesen ist, dürften nährstoffarme Pfeifengraswiesen zu jener Zeit die Kirchenwiesen geprägt haben. Spätestens um die Jahrhundertwende wurden Teile der Wiesen durch den Auftrag von Geschiebemergel oder Einsatz von Kainit und Thomasmehl gedüngt. Infolge dieser Maßnahmen sowie durch tiefere Entwässerungen, die in den Kirchenwiesen mit der Verlegung einer Tonröhrendränage 1923 ihren Höhepunkt erreichten, entstanden eutraphente Wiesenknötterich-Kohldistelwiesen. 1924 wurden die Kirchenwiesen durch Umbruch und nachfolgende Ansaat

von Kulturgräsern stark verändert. Es blieb wahrscheinlich nur der Nordost-Teil, das Gebiet des heutigen Pfeifengraswiesen-Handtorfstich-Mosaiks, wegen seiner Unebenheit ausgenommen.

In den 40 Jahren seit dem Umbruch hatten sich naturnahe Feuchtwiesengesellschaften wieder erstaunlich schnell regeneriert (KLOSS 1962). Die Ursachen sind im raschen Verfall der Meliorationsanlagen und Gräben zu suchen, da diese während und nach dem Zweiten Weltkrieg nicht gewartet wurden. Die weiterhin regelmäßige Mahd wirkte sich förderlich aus. Vor allem ist der starke, durch die Tonröhrendränge nur unwesentlich geschwächte Quelldruck in Talrandnähe Ursache der schnellen Feuchtwiesen-Regeneration gewesen. In den 1960er Jahren wurden für Teilbereiche wieder Pfeifengraswiesen in Kalkbinsen-Ausbildung beschrieben. Bestände eines Mehlprimel-Kopfbinsen-Riedes im Pfeifengraswiesen-Handtorfstich-Mosaik waren 1962 gut ausgebildet. Die Wiesen waren, nach einem Foto aus jener Zeit zu urteilen, weit weniger von *Juncus subnodulosus*-Beständen durchsetzt als heute. Die übrigen Feuchtwiesen des Gebietes waren floristisch reich gegliedert und zeigten kaum Verstaudungstendenzen.

Die Kollektivierung der Landwirtschaft in den 1960er Jahren zerstörte die Kleinbauernwirtschaft. Seit damals und besonders in den 1970er und 1980er Jahren wurden die Wiesen über Jahre hinweg aufgelassen oder nur partiell als Naturschutzmaßnahme gemäht. Schon in der Vegetationskarte von SLOBODDA (SLOBODDA & KRISCH 1973, 1975) schlägt sich dieser Umstand in einer verstärkten Faziesbildung von *Carex acutiformis* in den Kohldistelwiesen nieder. Im Pfeifengraswiesen-Handtorfstich-Mosaik, das wegen seiner Unebenheiten zur damaligen Zeit generell aufgelassen war, breitete sich *Phragmites australis* aus. Arten der Pfeifengraswiesen drangen verstärkt in das Mehlprimel-Kopfbinsen-Ried ein. Besonders in den Handtorfstichen siedelten sich *Salix cinerea* und *Salix pentandra* an, *Betula humilis* breitete sich aus.

Seit 1991 werden alle noch offenen Flächen wieder jährlich im Spätsommer gemäht und zum größten Teil vom Mähgut beräumt. Folgende Tendenzen der Grünlandvegetationsentwicklung im NSG „Peenewiesen bei Gützkow“ konnte FISCHER (2001) feststellen:

Im Pfeifengraswiesen-Handtorfstich-Mosaik war eine Regeneration der Mehlprimel-Kopfbinsen-Bestände zu beobachten. Die Pfeifengras- und Kohldistelwiesen wirkten im Vergleich zu 1962 inhomogen und durch Eutrophierung gestört. Verstärkt kam es zur Bildung von Dominanzbeständen. Drei Haupt-Faziesbildner prägten zunehmend die Wiesenaspekte: (a) *Juncus subnodulosus* in druckwasserbestimmten Teilen der Pfeifengraswiesen, selten in Kohldistelwiesen, (b) *Carex acutiformis* in feuchteren Bereichen der Kohldistelwiesen, (c) *Phragmites australis* in ehemaligen Pfeifengraswiesen, einmal auch in einer Kohldistelwiese. In allen Wiesenbereichen trat nach mehr als 30 Jahren unregelmäßiger Mahd eine starke Verstaudung auf: Aus Pfeifengraswiesen entstanden Wunderseggen-

Pfeifengras-Staudenfluren. In den Kohldistelwiesen drangen *Carex disticha* und *Filipendula ulmaria* sowie Arten der Glatthaferwiesen ein, wie z. B. *Urtica dioica* und *Galium aparine*. An druckwasserbeeinflussten Stellen des Talrandes und am Längsgraben breiteten sich Weidenröschen- und Brennessel-Staudenfluren aus. Ausgehend von den Heuablageplätzen am Talrand gelangten stellenweise rasant Brennessel-Staudenfluren zur Dominanz (FISCHER 1999).

Derzeit hat sich ein Drittel der Kirchenwiesen zu Staudenfluren oder Stauden-Schilfröhricht entwickelt. Die Ursachen sind unregelmäßige Mahd und Nutzungsauffassung, ein Verbleib des Mähgutes auf den Flächen sowie Nährstoffeinträge vom Talrand und aus der Luft. Die Grundwasserstände sind im Verlauf der letzten 20 Jahre nicht gesunken. Die Höhe der Mooroberfläche über HN hat sich zwischen 1923 und 1999 durch Moorschwind in den Kohldistelwiesen um bis zu 45 cm und in den Pfeifengraswiesen um 15 cm reduziert. In den Seggenrieden haben sich die Höhen so gut wie nicht verändert (FISCHER 1999).

Die Nutzungsgeschichte des Südteils des NSG „Peenewiesen bei Gützkow“ („Hauswiesen“) ist eine andere, da die Standorts- und Eigentumsverhältnisse andere waren. Hier hatten die Entwässerung des Talmoores seit dem 18. Jahrhundert, Torfstich und Nutzungsauffassung eine Bewaldung zur Folge.

Die Schwedische Matrikelkarte von 1694 zeigt für die Hauswiesen noch waldfreies Weideland (Seggenriede). Die Wiesen gehörten im 19. Jahrhundert Kleinbauern und waren in 80 Parzellen mit fast ebenso vielen Besitzern aufgeteilt. Die Nähe der Peene bewirkte, dass nur in trockenen Sommern das Vieh auf

Tab. 1: Veränderung der Flächennutzungen in Teilen des Peenetals (FISCHER 2004, Summe der Flächen in ha, Flächenanteil pro Zeitschnitt in %).

	1694	1835	1884	1953	1975	1994
	-1698	-1842	-1886	-1962	-1986	-2001
ohne Nutzung		2 (0,4)	86 (18,3)	146 (31,1)	189 (40,2)	324 (68,9)
Hütung	314 (66,8)					
Mähwiese/ Weide (extensiv)	156 (33,2)	423 (90)	306 (65,1)	227 (48,3)	28 (6)	116 (24,7)
Mähweide (intensiv)					121 (25,7)	
Torfstich		45 (9,6)	78 (16,6)	1 (0,2)		
Rohrschnitt					30 (6,4)	30 (6,4)
Forstwirtschaft (extensiv)				96 (20,4)	102 (21,7)	



diese Weiden getrieben und nur mit Mühe das dort geworbene Heu abgeerntet werden konnte. Die Vegetation bestand überwiegend aus Seggenrieden und im etwas höher gelegenen Teil aus Pfeifengraswiesen. Eine Regulation der Wasserstandsverhältnisse war aufgrund der nahe fließenden Peene nicht möglich, weswegen auch jegliche tiefere Melioration ausblieb. Deshalb wurden diese Flächen überwiegend für den Torfstich genutzt. Die größten, 4 Meter tiefen Maschinentorfstiche in diesem Gebiet entstanden nach dem Ersten Weltkrieg und befinden sich heute in Verlandung.

Die Kleinseggenriede neben dem durchs Moor führenden Fährdamm wurden bis 1945 als Weide genutzt und bis in die 1970er Jahre sporadisch gemäht. Andere Bereiche wurden nach 1945 für einige Jahre beweidet und als Nasswiese genutzt (SLOBODDA 1979), wodurch die Flächen stark bultig und der Vegetationsteppich lückig gehalten wurde. Bis in die 1970er Jahre kamen dort noch *Schoenus ferrugineus* und *Primula farinosa* (Mehlprimel-Kopfbinsen-Ried) vor (SLOBODDA & KRISCH 1973, 1975). Die östlichen Hauswiesen sind schon seit den 1920er Jahren nicht mehr nennenswert genutzt worden.

In den 1960er Jahren traten im größten Teil der Hauswiesen bereits Moorbirkegebüsch mit reichlichem Vorkommen von *Betula humilis* auf (Strauchbirken-Kriechweidengebüsch), stellenweise war bereits ein Moorbirken-Vorwald ausgebildet. Reichlich 10 Jahre später hatten sich aus den Moorbirken-Vorwäldern geschlossene Kreuzdorn-Moorbirkenwälder entwickelt. Erlen-Grauweidengebüsch säumten die Gräben und flussnahen Bereiche. Nur noch sehr kleine Reste des ehemaligen Mehlprimel-Kopfbinsen-Rieds hatten sich in Spitzmoos-Kleinseggen-Rieden erhalten (SLOBODDA 1979). Einzelne Abholzungsaktionen 1972–73 konnten die Entwicklung zum Wald nicht aufhalten. Im flussnahen Bereich, wo noch vor 30 Jahren Großseggen- und Kopfbinsen-Riede wuchsen, findet man einen dichten Schwertlilien-Erlen-Wald. Der größte Teil der Kreuzdorn-Moorbirken-Wälder zeigt gegenwärtig Tendenzen zum Schwertlilien-Erlen-Wald. Aus den Seggenrieden der westlichen Hauswiesen entwickelten sich Seggen-Lorbeerweiden-Gebüsch mit starker Tendenz zum Erlen-Grauweiden-Gebüsch (FISCHER 1999).

Unverkennbar im gesamten Gebiet ist neben der Bewaldung auch eine drastische Eutrophierungstendenz. Verantwortlich sind die Überflutungen der Peene, die weit ins Gebiet hineinreichen und sich ausweiten. Hinzu kommt eine Nährstofffreisetzung im Zuge der Bewaldung. Die Bruchwälder bewirken durch Eigenentwässerung des Standortes (Erhöhung der Transpirationsleistung) eine verstärkte Torfmineralisation.

Die Vegetationsentwicklung in den großen Maschinentorfstichen im Südteil des NSG „Peenewiesen bei Gützkow“ ist ebenfalls dokumentiert (SLOBODDA & KRISCH 1973/1975, FISCHER 1999). Unter mesotroph-alkalischen Bedingungen entwickeln sich Armleuchteralgen-Grundrasen (*Chara intermedia*) in den Torf-

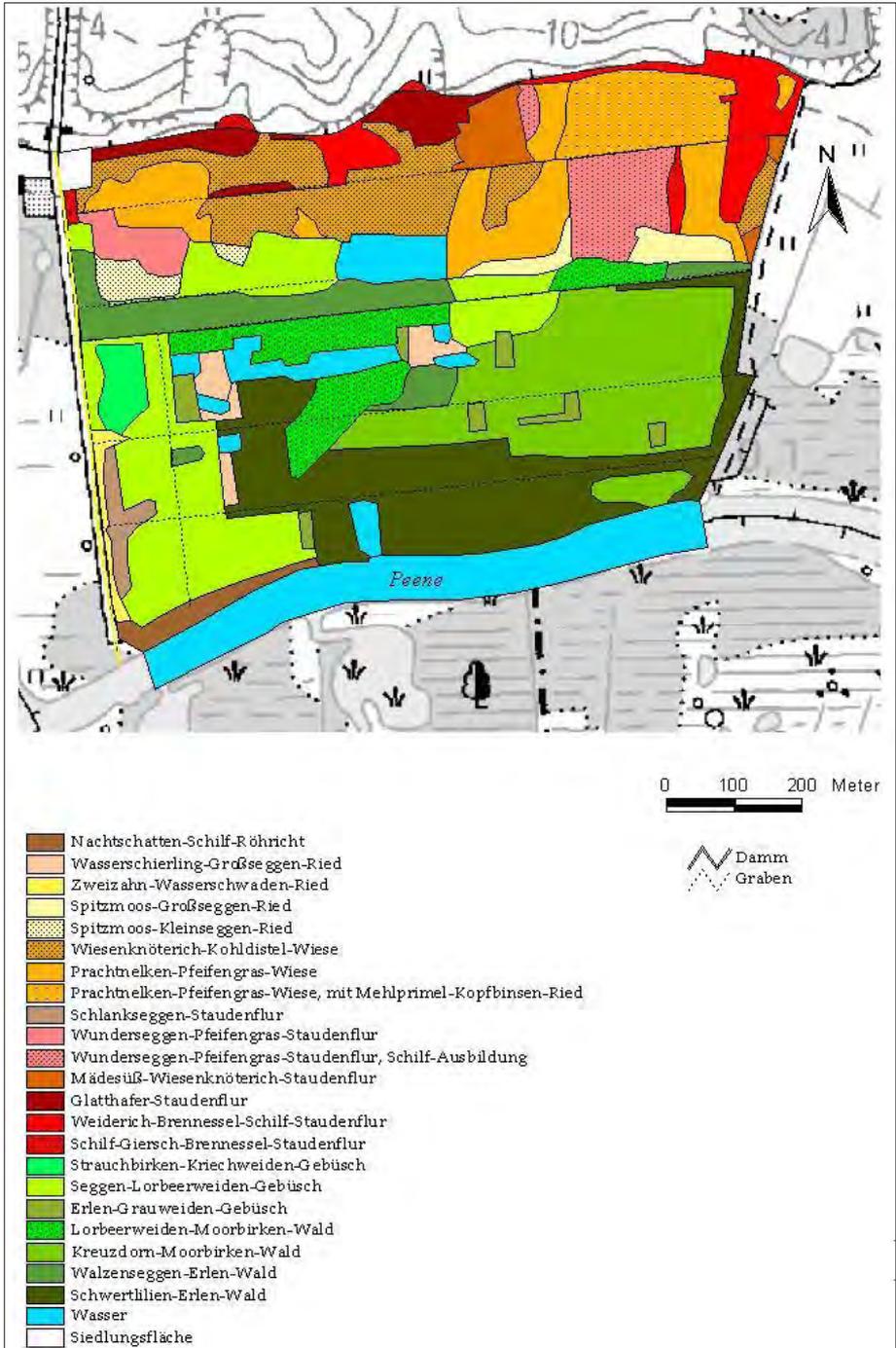


Abb. 4: Vegetationskarte des NSG „Peenewiesen bei Gützkow“ (FISCHER 2004). Vegetationsformen nach SUCCOW & JOOSTEN (2001).

stichen. Im Zuge der Eutrophierung mit beginnender Organomuddesedimentation entwickelte sich ein Kriebsscheren-Grundrasen, der zu Froschbiss-Kriebsscheren-Schwimmdecken führte, welche letztlich die Armleuchteralgen verdrängten. In der Optimalphase gesellt sich *Nymphaea alba* hinzu, Wasserlinsen-Schwimmdecken und Grünalgen-Schwebematten kommen an besonnten, warmen Uferpartien vor. In der Terminalphase gewinnen Wasserlinsen-Schwimmdecken oder Grünalgen-Schwebematten die Oberhand, was im Zuge weiterer Eutrophierung und Beschattung durch Gehölzaufwuchs am Rande geschieht. In vielen Torfstichen entwickeln sich unter nunmehr eu- bis polytrophen Bedingungen Hornblatt-Schwebematten in Gesellschaft von Wasserlinsen-Schwimmdecken. Von den Rändern her und an Stellen mit aufgehöhten Organomuddesedimenten setzt die Torfstichverlandung unter eutrophen Bedingungen mit einem Wasserschierling-Großseggen-Ried ein, unter polytrophen Bedingungen bildet sich ein Wasserampfer-Rispenseggen Ried. In der Optimalphase des Wasserschierling-Großseggen-Riedes (*Carex pseudocyperus*-Phase), bei der es zur Bultbildung und zur Verfestigung kommt, siedeln sich erste Grauweiden an, die in der Terminalphase (*Carex paniculata*-Phase) von jungen Erlen gefolgt werden und dann allmählich ein Erlen-Grauweiden-Gebüsch bilden, welches die Verlandung abschließt. Bis zum Abschluss der Verlandung eines Maschinentorfstichs vergingen mindestens 100 Jahre.

Der Verlust an Seggenrieden und Feuchtwiesen zugunsten von Moorwäldern bzw. auch Saatgrasland ist typisch für das ganze Peene-Flusstalmoor (Abb. 3, Tab. 1). Den Zustand der Vegetation im Jahr 2003 zeigt Abb. 4.

## 3 Exkursionspunkt 2: Anklamer Stadtbruch

### 3.1 Einleitung

Der Anklamer Stadtbruch ist ein 2 000 ha großer Moorkomplex nahe Anklam an der Mündung der Peene. Er besteht aus Bruchwäldern, Moorgrünland, Seggenrieden und Röhrichten. Durch Zufall entwickelte er sich zum größten Wiedervernässungsgebiet Deutschlands. Im Winter 1995/96 wurden durch ein Ostsee-Hochwasser die Deiche zerstört und große Teile des Moores überflutet. Seitdem ist die Landnutzung eingestellt und die Vegetation verändert sich drastisch. Sinkende Subventionen für die Instandhaltung von Pumpwerken und Deichen sowie zurückgehendes Interesse an Grünlandflächen verhinderten eine erneute Entwässerung und setzten eine kontroverse und hochemotional geführte Diskussion um die Zukunft des Gebietes zwischen Vertretern der Gemeinden, der Landesbehörden, Naturschützern und Anwohnern in Gang.

Heute ist der Anklamer Stadtbruch eine der beeindruckendsten Renaturie-

rungsflächen in Deutschland, auf der sich Überreste nährstoffarmer Hochmoore, ausgedehnte Moorwälder, Torfstiche und intensiv genutztes Grünland in ein eutrophes, wieder torfbildendes Moor verwandeln. Da die Wiedervernässung durch eine natürliche Überflutung ausgelöst wurde, ist es angebracht, in diesem Fall von Regeneration anstatt von Renaturierung (bzw. – zutreffender – Restaurierung) zu sprechen (TIMMERMANN et al., im Druck), selbst wenn die Überflutungen noch reguliert werden.

Der Anklamer Stadtbruch befindet sich 10 km östlich von Anklam, am südlichen Ufer des Oderhaffs, und ist Teil des Besonderen Schutzgebietes (BSG) „Peenetal“ sowie eines NATURA-2000-Gebietes und eines Naturschutzgroßprojektes. Das Moor entwickelte sich in einer Vertiefung, die während der letzten Phasen des Weichselglazials geformt wurde. Der Moorkomplex umfasste drei hydrogenetische Moortypen, (a) das (primäre) Küsten-Überflutungsmoor, welches periodisch von der Ostsee überschwemmt wurde, (b) das (sekundäre) Durchströmungsmoor, gespeist von perkolierendem Grundwasser der Moränen und (c) das (tertiäre) zentrale Hochmoor, das nur von Regenwasser gespeist wird (Abb. 5 und 6). Die organischen Moorböden bestehen überwiegend aus Erlen-, Seggen-, Schilf- und im Zentrum *Sphagnum*-Torf, und erreichen im Durchschnitt eine Mächtigkeit von 3 m (Abb. 6).

### 3.2 Landnutzungs- und Vegetationswandel

Gegen Ende des 17. Jahrhunderts (Schwedische Matrikelkarte) war der Anklamer Stadtbruch teilweise mit einem offenen Gehölzbestand bedeckt und wurde als Weide genutzt. Nasse Wiesen blieben bis Anfang des 19. Jahrhunderts entlang des Boddenufers (Stettiner Haff) bestehen, bis der Bau von Entwässerungsgräben sowie der Abbau von Torf im zentralen Teil des Moores einsetzten. Großflächiger kommerzieller Torfabbau begann gegen 1850 und florierte bis 1880. Der Torf wurde auf drei größeren Kanälen zur nahe gelegenen Stadt Anklam transportiert und als Heizmaterial verkauft. Nach einer kurzen Renaissance im Anschluss an den Zweiten Weltkrieg endete der Torfabbau schließlich im Jahr 1955. Während der anschließenden Jahrzehnte wurden die meisten Torfstiche von Gehölzen besiedelt. Lediglich der zentrale Teil der größten Abbaufäche „Große Kuhle“ (Abb. 7) blieb offen und wurde von *Molinia caerulea* dominiert.

Im frühen 20. Jahrhundert standen die tiefer gelegenen nördlichen Teile des Moores noch unter dem Einfluss von Überflutungen durch die Ostsee. In den Jahren 1932/33 wurden ein Deich und zwei Pumpwerke gebaut, um die Wiesen vor Überschwemmungen zu schützen. Dennoch wurden Teile des Gebietes bei größerem Hochwasser überflutet, so zum Beispiel 1971, 1973 und 1978. Um die Auswirkungen der Überflutungen zu verringern und die Grünlanderträge zu steigern, wurde die Entwässerung Mitte der 1970er Jahre noch einmal drastisch

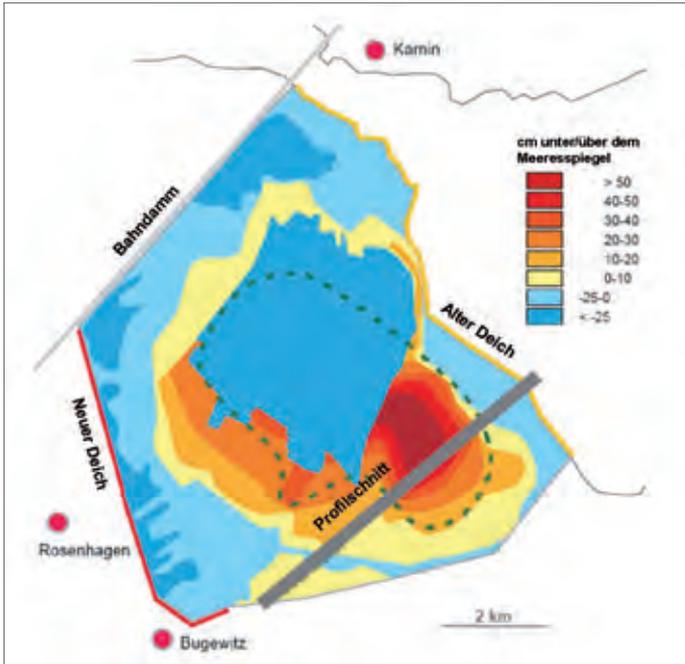


Abb. 5: Höhenkarte des Anklamer Stadtbruchs. Die gestrichelte Linie umrandet die „Kalotte“ des früheren Hochmoors.

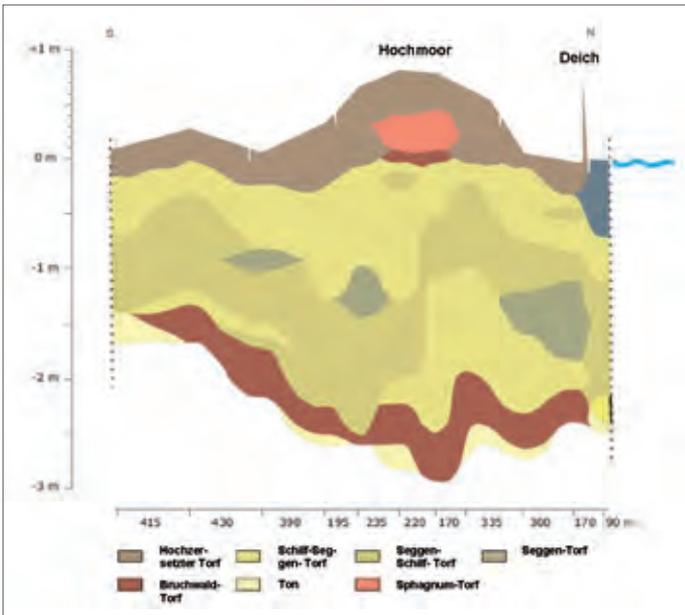


Abb. 6: Profilschnitt des Anklamer Stadtbruchs; Lage des Profils eingezeichnet in Abb. 5, nachgezeichnet aus GRÜNBAUER & CHEUNG (1994).

verstärkt. Diese Entwässerung beeinflusste jedoch auch die im zentralen Teil liegenden Wälder, die teilweise durch sommerlichen Wassermangel abstarben.

Die Geschichte des Naturschutzes und der Renaturierung im Anklamer Stadtbruch ist in Tab. 2 dargestellt. Heute wird der Wasserhaushalt des Moores überwiegend von der absoluten Höhe der Mooroberfläche (mittlerer Wasserstand)

Tab. 2: Die Geschichte des Naturschutzes und der Renaturierung im Anklamer Stadtbruch.

1920er	Zwei Hektar der Wiesen mit einer artenreichen Lepidoptera-Fauna werden als Naturschutzgebiet ausgewiesen.
1967	Das zentrale Hochmoor (ca. 500 ha) und eine umgebende Pufferzone werden zusätzlich als Naturschutzgebiet ausgewiesen (insgesamt 1 200 ha). Einige Gräben, vor allem im Bereich des Hochmoores, werden geschlossen. Obwohl sich die Situation leicht verbessert, kommt es nicht zu einer Regeneration des Moores.
frühe 1990er	Nach dem Ende der DDR nimmt die Intensität der Grünlandnutzung rapide ab. Im Jahr 1992 wird die schrittweise Kürzung von Subventionen für das Pumpwerk angekündigt.
November 1995	Eine der schwersten Überschwemmungen des 20. Jahrhunderts trifft die Küste Mecklenburg-Vorpommerns: Dünen, Klippen und Strände werden weggespült, Anlegestellen, Häfen und Boote werden zerstört. Im Oderhaff bleibt das Wasser während 25 Stunden 1 m über HN. Der gesamte Stadtbruch, mit Ausnahme des zentralen Hochmoores, wird überflutet.
1995–1999	Unklare Situation: verschiedene Interessengruppen streiten sich um die Zukunft des Stadtbruchs. Zur Diskussion stehende Optionen reichen von spontaner Regeneration bis zum vollständigen Wiederaufbau des Entwässerungssystems. Die meisten Anwohner befürworten den Wiederaufbau der Deiche und eine erneute Entwässerung des Gebietes. Sie befürchten, dass zukünftige Überschwemmungen Gebäude beschädigen, Mücken anziehen und Malaria begünstigen könnten. Außerdem möchten sie nicht auf die Möglichkeit zu Jagd und Erholung verzichten und lehnen ‚sterbende Wälder und faulige Sümpfe‘ ab. Naturschützer hingegen wollen die Chance einer Moorregeneration nutzen.
Frühling 1996	Das Wasser wird herausgepumpt und die Wiesen erholen sich teilweise. Da der Deich nicht repariert wird, kommt es im Winter 1996/97 erneut zur Überflutung des Anklamer Stadtbruchs.
1997	Das Land Mecklenburg-Vorpommern erklärt, dass die Deiche nur repariert werden, wenn die Wiesen mindestens weitere 10 Jahre lang genutzt werden. Angesichts steigender Kosten weigern sich die Landwirte, dies zu garantieren. Infolgedessen werden die Pumpwerke abgeschaltet und die Grünlandnutzung eingestellt.
1998	Die meisten Teile des Gebietes unterhalb des Meeresspiegels werden erstmalig ganzjährig überschwemmt; es kommt zum Absterben zahlreicher Bäume.
1999	Die örtliche Wasserbehörde veranlasst den Bau eines neuen Deiches an der südwestlichen Grenze des Stadtbruchs, um die Dörfer Rosenhagen und Bugewitz zu schützen.

sowie vom Zu- und Abflussverhalten während eines Hochwassers (Abb. 8) bestimmt.

### 3.3 Die Wiedervernässung

#### 3.3.1 Hydrologische Situation

Derzeit ist der Überrest der ehemaligen Hochmoorkuppel (Zone 1 in Abb. 8) der einzige Teil des Moores, der während eines Ostsee-Hochwassers nicht überflutet wird. Die umgebenden und untereinander verbundenen Becken (Zonen 2–6 in Abb. 8) füllen sich nacheinander, wenn das Hochwasser einen Pegel von mehr als 0,2 m über HN erreicht. Hochwasserereignisse dieser Stärke treten im Durchschnitt an 20 Tagen im Jahr auf.

Der Zu- und Abfluss des Wassers findet primär über den Hauptkanal zwischen Becken 3 und 4 statt. Flutwasser erreicht die Becken über ein dichtes Netz an Kanälen und Oberflächenzufluss in der folgenden Reihenfolge: 3 → 4 → 2 → 5 → 6. In Becken 3 herrscht die größte hydrologische Dynamik (Intensität der Wasserstandsschwankungen, Häufigkeit und Geschwindigkeit des Wasseraustauschs), wohingegen Becken 6 gut gepuffert ist.

Die Ablaufschwelle bei 0,2 m HN verzögert den Abfluss des Brackwassers nach einem Hochwasser („Badewannen-Effekt“). Dieses zusätzliche Wasser beugt Trockenphasen vor und fördert so die Regeneration des Moores.

#### 3.3.2 Entwicklung der Wälder und Torfstiche

In den frühen 1990er Jahren war der größte Teil des Moores (1 270 ha) von Wald bedeckt; die Wiesen/Grasflächen im Norden und Südwesten (415 ha) und die feuchtesten Gebiete der Torfstiche im Zentrum (unter 100 ha) blieben offen. Die Waldstandorte reichten von oligo- bis eutroph, von basisch bis sauer und von trocken bis permanent wassergesättigt, was zu einer großen Vielfalt an Vegetationstypen führte. Im ehemaligen Hochmoor überwogen Birkenwälder mit *Betula pubescens* (Abb. 7). Im Torfstich ‚Große Kuhle‘ wuchsen sowohl Torfmoose (*Sphagnum fimbriatum*, *S. palustre*, *S. squarrosum*, *S. fallax*) als auch typische Pflanzenarten der Feuchtgebiete wie z. B. *Hydrocotyle vulgaris*, *Thelypteris palustris*, *Myrica gale* und *Frangula alnus*. Offene Stellen waren gekennzeichnet durch *Molinia caerulea* und *Carex lasiocarpa*. In den kleineren Torfstichen kam ein Mosaik von verschiedenen Vegetationstypen vor. Die größte Fläche wurde jedoch von seggenreichem Birkenwald dominiert. Kleine isolierte Flächen, auf denen nie Torfabbau stattgefunden hatte, waren von Birkenwäldern (mit *Vaccinium uliginosum*, *Myrica gale*, *Calluna vulgaris* und *Pleurozium schreberi*) und

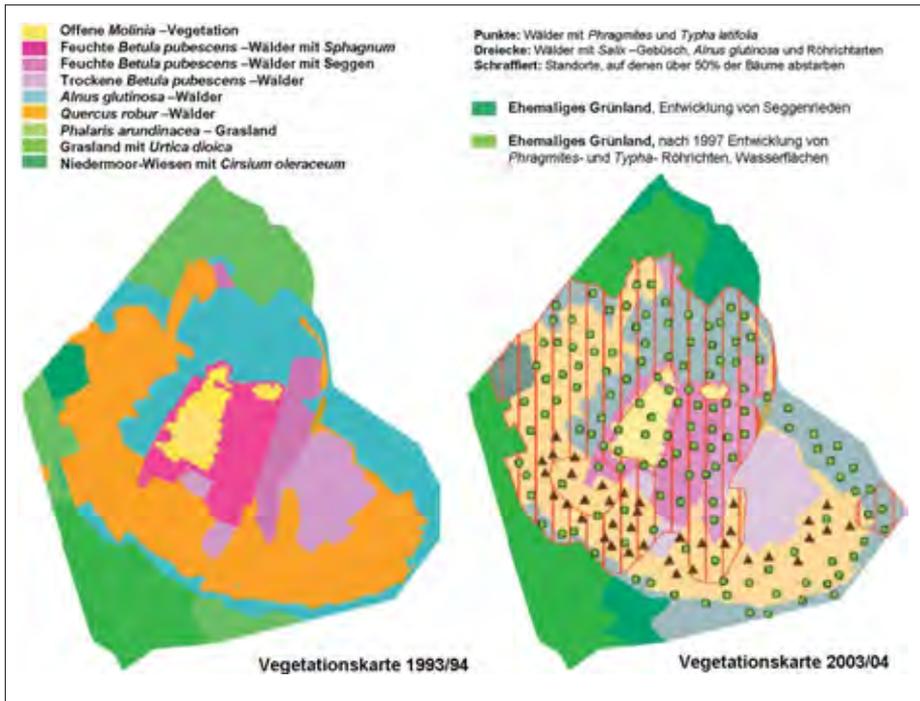


Abb. 7: Vegetationszonierung des Anklamer Stadtbruchs vor (1993) und nach der Wiedervernässung (ca. 2003) (nachgezeichnet aus Gremer et al. 2000, vereinfacht nach von SCHILLING 2003, GRÜNBAUER & CHEUNG 1994, VOIGTLÄNDER 1994, PRAGER 2000 und SCHULZ 2005).

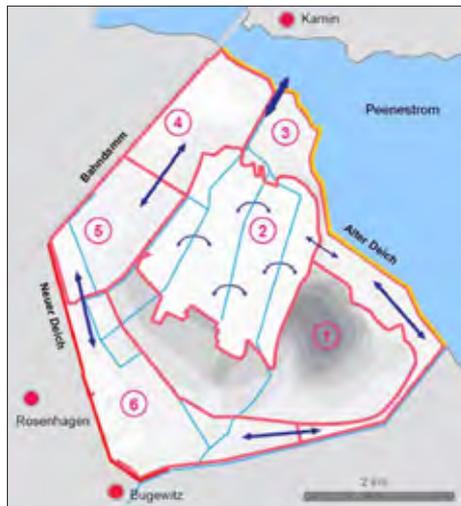


Abb. 8: Zu- bzw. Abflussverhalten während eines Hochwassers zwischen den Becken (rot umrandet, nach SCHULZ 2005). Die Stärke der Pfeile entspricht den Ab- und Zuflussraten. Nähere Erläuterungen im Text.

Tab. 3: Vegetation des ehemaligen Grünlands in Abhängigkeit von der Vernässungsintensität (nach SCHULZ 2005 und TIMMERMANN et al. 2006).

Wasserstände	Vegetation
Nicht oder selten überstaut <i>Mittlerer Wasserstand im Winter: unter 0 cm</i>	Nur kleine Randbereiche wurden nicht überflutet. Dort dominierten hochgewachsene Arten, z.B. <i>Phragmites australis</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Solanum dulcamara</i> , <i>Glyceria maxima</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Carex riparia</i> , <i>C. acuta</i> und <i>C. disticha</i> , sowie nitrophile Arten, z.B. <i>Urtica dioica</i> und <i>Cirsium arvense</i> .
Phasenweise flach überstaut <i>Mittlerer Wasserstand im Winter: 0 bis +30 cm</i>	Nach dem Hochwasser wurden offene schlammige Standorte rasch von <i>Typha latifolia</i> besiedelt. Derzeit breiten sich Großseggen langsam aus: <i>Carex paniculata</i> , <i>C. riparia</i> und <i>C. pseudocyperus</i> besiedeln überwiegend polytrophe Standorte; <i>Carex acuta</i> , <i>C. disticha</i> und <i>C. acutiformis</i> besiedelten überwiegend eutrophe Standorte. An manchen Stellen breitete sich auch <i>Phragmites australis</i> stark aus. Von der ehemaligen Vegetation konnte sich nur <i>Phalaris arundinacea</i> halten, allerdings nur an Standorten, die im Sommer regelmäßig trockenfallen. Auf Standorten, die auch im Sommer unter Wasser stehen, wird <i>P. arundinacea</i> von <i>Carex riparia</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Phragmites australis</i> oder <i>Glyceria maxima</i> ersetzt.
Permanent flach überstaut <i>Mittlerer Wasserstand im Winter: +30 bis +60 cm</i>	Nach dem Hochwasser starb die Grünlandvegetation vollständig ab und wurde von Schwebematten und Schwimmdecken (z. B. <i>Ceratophyllum submersum</i> , <i>C. demersum</i> , <i>Lemna</i> -Arten und <i>Spirodela polyrhiza</i> ) sowie Schwimmblattpflanzen ( <i>Potamogeton natans</i> , <i>P. berchtoldii</i> , <i>Myriophyllum verticillatum</i> ) ersetzt. Helophyten, die in der Lage sind, unter Wasser zu keimen, breiteten sich ebenfalls rasch aus, z. B. <i>Typha latifolia</i> , <i>T. angustifolia</i> (bei Wassertiefen über 25 cm), <i>Sparganium erectum</i> und <i>Eleocharis palustris</i> . <i>Phragmites australis</i> , <i>Carex riparia</i> und <i>C. acutiformis</i> breiteten sich langsam vegetativ von früheren Beständen entlang von Gräben aus. An flacheren Stellen vermehrten sich, von Grabenrändern ausgehend, auch <i>Acorus calamus</i> und <i>Glyceria maxima</i> ; weitere Seggen ( <i>Carex acuta</i> , <i>C. disticha</i> , <i>C. pseudocyperus</i> ) und <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> wanderten ein.

Fichtenforsten (*Picea abies*) bedeckt. In der Nähe des Oderhaffs dominierten Erlen- und Eschen-Bruchwälder sowie Eichenwälder.

Die Entwicklung der Wälder nach der Wiedervernässung war vielfältig und hing von den neuen Wasserständen ab: der östliche Teil des früheren Hochmoores lag noch mehr als 10 cm über dem mittleren Moorwasserspiegel (Abb. 8). In den tiefer gelegenen Torfstichen starben die Birkenwälder fast ab und es entwickelten sich Röhrichte mit *Phragmites australis* und *Typha latifolia*. Die Eichen-, Eschen-, Birken- und Erlenwälder im Westen und Norden wurden ebenfalls periodisch oder permanent überschwemmt und durch *Phragmites australis*- und *Typha latifolia*-Röhrichte oder Weiden (v.a. *Salix cinerea*) ersetzt. Auch im Süden und

Osten waren die Bäume betroffen, starben aber nur teilweise ab. Stellenweise kann eine Regeneration von Esche und Erle beobachtet werden.

### 3.3.3 Entwicklung des Grünlands

Bis 1995 dominierte auf den polytrophen Grünlandflächen eine artenarme Vegetation mit *Phalaris arundinacea* (auf feuchteren Standorten) und *Elymus repens*, *Dactylis glomerata*, *Urtica dioica*, *Juncus effusus*, *Poa trivialis* und *P. pratense* (auf trockeneren Standorten). Nur wenige kleine Überreste artenreicher Niedermoor-Vegetation mit z.B. *Dactylorhiza majalis* und *Gentiana pneumonanthe* blieben im Westen erhalten. Aufgrund von Entwässerung und häufigem Pflügen waren die artenarmen Grünlandstandorte am stärksten von Torfdegradation und Moorschwind betroffen. Nach 1995 wurden diese besonders tief liegenden Flächen am stärksten überflutet. Während der ersten Überschwemmungsjahre zeigte die Vegetation eine „chaotische“ Artenzusammensetzung aus früherer Grünlandvegetation und an Flachwasserbedingungen angepassten Pionierarten, wie z.B. *Lemna minor*, *Bidens cernua* und *Typha latifolia*. Mittlerweile, zwölf Jahre nach den ersten Überschwemmungen, ist die Vegetation deutlich entlang eines Überflutungsgradienten differenziert (Tab. 3).

### 3.3.4 Ausblick

Die Zukunft des Gebietes hängt von der wechselnden Amplitude und Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen ab. Mittelfristig wird der „Badewannen-Effekt“ der Deichüberreste, der die Schwankungen der Ostsee ausgleicht, durch den fortschreitenden Verfall der Deiche abnehmen. Dies wird die Menge und Häufigkeit des zu- und abfließenden Wassers steigern und die mittleren Wasserstände senken. Derzeit erwägen Wissenschaftler und Naturschutzbehörden, den Abfluss-Schwellenwert auf einem konstanten Niveau von 5–10 cm über HN zu halten. Dies würde die weitere Mineralisierung des Torfes verhindern, das Wachstum torfbildender Pflanzen wie z.B. *Carex* spp. und *Phragmites australis* fördern, offene Wasserflächen für seltene Vogelarten erhalten und den Verlust von Nährstoffen durch abfließendes Oberflächenwasser minimieren. Langfristig wird die Regeneration torfbildender Vegetation (Seggenriede, Schilfröhrichte) vermutlich die Oszillationsfähigkeit und Wasserhaltekapazität der Torfe und damit ihrer Fähigkeit zur Wasserspeicherung wieder herstellen. Die Deiche werden so an Bedeutung verlieren werden und das Moor wieder ähnlich „funktionieren“ wie im Naturzustand.

Tab. 4: Ausgewählte Vogelarten des Anklamer Stadtbruchs. Status des Vorkommens: b – Brutvogel, m – Migration, w – Überwinterung (TIMMERMANN 2006)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Vorkommen
<i>Himantopus himantopus</i>	Stelzenläufer	b
<i>Jynx torquilla</i>	Wendehals	b
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter	b
<i>Chlidonias hybridus</i>	Weißbartseeschwalbe	b, m
<i>Chlidonias niger</i>	Trauerseeschwalbe	b, m
<i>Circus pygargus</i>	Wiesenweihe	b, m
<i>Grus grus</i>	Kranich	b, m
<i>Larus melanocephalus</i>	Schwarzkopfmöwe	b, m
<i>Luscinia svecica</i>	Blaukehlchen	b, m
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Waldlaubsänger	b, m
<i>Porzana porzana</i>	Tüpfelsumpfhuhn	b, m
<i>Botaurus stellaris</i>	Rohrdommel	b, m, w
<i>Haliaeetus albicilla</i>	Seeadler	b, m, w
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Kormoran	b, m, w
<i>Dendrocopos medius</i>	Mittelspecht	b, w
<i>Panurus biarmicus</i>	Bartmeise	b, w
<i>Acrocephalus paludicola</i>	Seggenrohrsänger	m
<i>Anser brachyrhynchus</i>	Kurzschnabelgans	m
<i>Anthus cervinus</i>	Rotkehlpieper	m
<i>Aquila pomarina</i>	Schreiadler	m
<i>Aythya marila</i>	Bergente	m
<i>Aythya nyroca</i>	Moorente	m
<i>Calidris minuta</i>	Zwergstrandläufer	m
<i>Calidris temminckii</i>	Temminckstrandläufer	m
<i>Chlidonias leucopterus</i>	Weißflügelseeschwalbe	m
<i>Larus cachinnans</i>	Weißkopfmöwe	m
<i>Larus michabellis</i>	Mittelmeermöwe	m
<i>Limicola falcinellus</i>	Sumpfläufer	m
<i>Phalaropus lobatus</i>	Odinshühnchen	m
<i>Philomachus pugnax</i>	Kampfläufer	m
<i>Podiceps auritus</i>	Ohrentaucher	m
<i>Recurvirostra avosetta</i>	Säbelschnäbler	m
<i>Stercorarius longicaudus</i>	Falkenraubmöwe	m
<i>Stercorarius parasiticus</i>	Schmarotzerraubmöwe	m
<i>Sterna paradisaea</i>	Küstenseeschwalbe	m
<i>Sterna sandvicensis</i>	Brandseeschwalbe	m
<i>Upupa epops</i>	Wiedehopf	m
<i>Xenus cinereus</i>	Terekwasserläufer	m
<i>Anthus petrosus</i>	Strandpieper	m, w
<i>Anthus spinoletta</i>	Bergpieper	m, w
<i>Lymnocyptes minimus</i>	Zwergschnepfe	m, w
<i>Mergus albellus</i>	Zwergsäger	m, w

## Literatur

- FISCHER, U. (1995): Das NSG „Peenewiesen bei Gützkow“ - Zur Vegetationsentwicklung im mittleren Peene-Talmoor. Diplomarbeit Bot. Inst. Universität Greifswald.
- FISCHER, U. (1997): Das Vorkommen bedrohter Höherer Pflanzen im NSG „Peenewiesen bei Gützkow“. Botanischer Rundbrief für MV 30: 47–66.
- FISCHER, U. (2001): Peene-Flußtalmoor (NSG Gützkow) – Zur anthropogenen Veränderung der Moore. In: SUCCOW & JOOSTEN: Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl. Stuttgart: 438–443.
- FISCHER, U. (2004): Entwicklung der Kulturlandschaft im Peene-Talmoor seit 1700. Historisch-landschaftsökologische Untersuchung eines nordostdeutschen Flusstalmoores unter besonderer Berücksichtigung des frühneuzeitlichen Zustandes. Diss. Universität Greifswald.
- FISCHER, U. (1999): Zur Vegetationsentwicklung naturnaher Flußtalmoore am Beispiel des NSG „Peenewiesen bei Gützkow“ (Mecklenburg-Vorpommern). Feddes Repertorium 110: 287–324.
- GREMER, D., VEGELIN, K. & EDOM, F. (2000): Der Küstenüberflutungsbereich „Anklamer Stadtbruch“ im Wandel - Zustandsbewertung und Entwicklungsperspektiven. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 43(2): 19–36.
- GRÜNBAUER, G. & CHEUNG, T. (1994): Geobotanische Gebietsanalyse des Naturschutzgebietes Anklamer Stadtbruch. Diplomarbeit Bot. Inst. Universität Greifswald.
- HORN SCHUCH, G. (1837): Über einige Eigenthümlichkeiten der Flora der Torfmoore in der Umgebung von Greifswald. Flora oder Allg. bot. Ztg. 20. Jahrg. 2. Bd. Nr. 47. Regensburg.
- HURTIG, T. (1957): Physische Geographie von Mecklenburg. Berlin.
- KLIEWE, H. (1951): Die Klimaregionen Mecklenburgs. Diss. Universität Greifswald.
- KLOSS, K. (1962): Kalkholde Birkenbruchwälder in Ost-Mecklenburg. Wiss. Zeitschr. d. Universität Greifswald 11, Math.-nat. Reihe H. 1–2: 165–169.
- PRAGER, A. (2000): Vegetationsentwicklung auf wiedervernässtem Moorgrünland in Nordostdeutschland. Diplomarbeit Bot. Inst. Universität Greifswald.
- SCHILLING, A. VON (2003): Akzeptanz von Ökosystementwicklung nach natürlicher Wiedervernässung einer Moorlandschaft am Beispiel des Anklamer Stadtbruchs. Diplomarbeit Bot. Inst. Universität Greifswald.
- SCHULZ, K. (2005): Vegetations- und Standortentwicklung des wiedervernässten Grünlandes im Anklamer Stadtbruch (Mecklenburg-Vorpommern). Diplomarbeit Bot. Inst. Universität Greifswald.
- SLOBODDA, S. (1979): Überblick über die Vegetation des unteren Peenetales nordöstlich von Anklam (Talabschnitt „Rothe Meer“), Naturschutzarbeit in Mecklenburg 22.
- SLOBODDA, S. & KRISCH, H. (1973): Ökologisch begründete Pflegenormative für Niedermoor-NSG mit Torfstichregenerationskomplexen. Forschungsber. Universität Greifswald.
- SLOBODDA, S. & KRISCH, H. (1975): Grundlagen der Pflege geschützter Gebiete und Objekte. Anlage zum Forschungsber. „Ökolog. begründ. Pflegenorm. für Niedermoor-NSG“, Universität Greifswald.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart.
- TIMMERMANN, T. (2006): Anklamer Stadtbruch. Spontaneous mire regeneration after dike collapse. In: Theuerkauf, M., Couwenberg, J., Joosten, H., Kreyer, D. & Tanneberger, F.: New Nature in NE-Germany. A Field Guide. Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Greifswald, S. 49–61.
- TIMMERMANN, T., JOOSTEN, H. & SUCCOW, M. (im Druck): Restaurierung von Mooren. In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- TIMMERMANN, T., MARGÓCZI, K., TAKÁCS, G. & VEGELIN, K. (2006): Restoring peat forming

vegetation by rewetting species-poor fen grasslands: the role of water level for early succession. *Applied Vegetation Science* 9: 241–250.

VOIGTLÄNDER, U. (1994): Vegetationskundliche Kartierung des Großschutzgebietes Peenetal-Landschaft mit Anklamer Stadtbruch. Unveröff. Gutachten i. A. des ILN, Greifswald.

WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

# Kulturlandschaftsentwicklung und Naturschutz auf Rügen

– Almut Spangenberg, Hans D. Knapp –

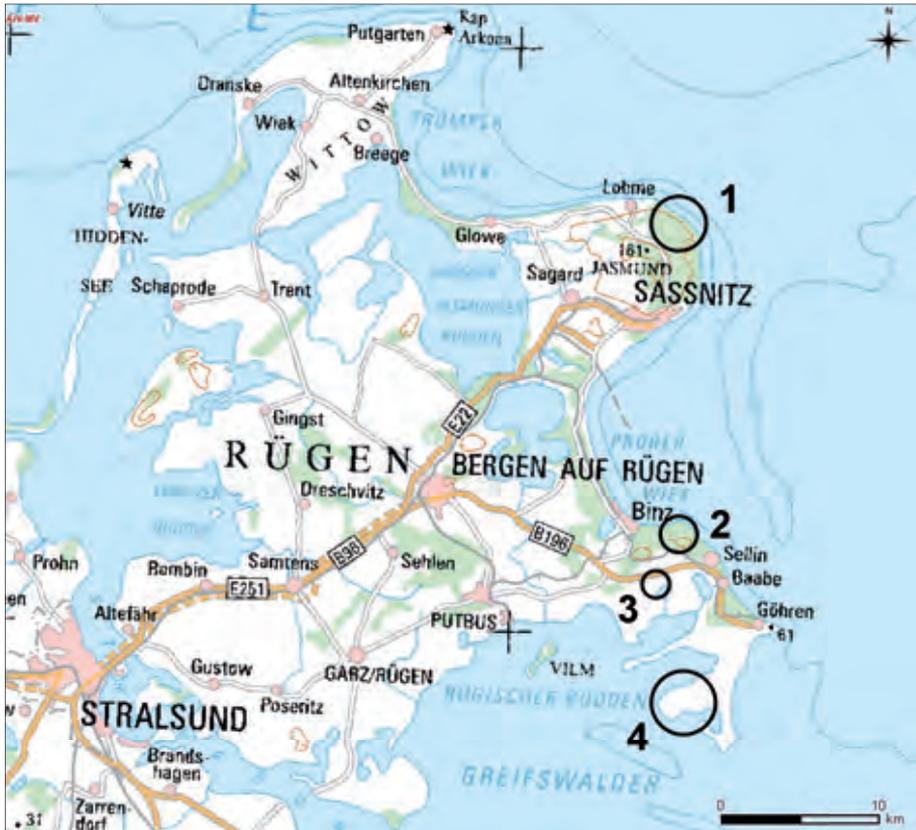


Abb. 1: Übersichtskarte mit der Lage der Exkursionspunkte (1 – Nationalpark Jasmund, 2 – Jagd-  
schloss Granitz, 3 – Großsteingräber bei Lancken-Granitz, 4 – Halbinsel Groß Zicker).

## Exkursionspunkt 1: Nationalpark Jasmund – Königsstuhl

### 1.1 Lage und Schutzstatus

Der Nationalpark Jasmund liegt im Nordosten der Insel Rügen und umfasst 2 958 ha (Abb. 2). Er wurde 1990 ausgewiesen, um im Waldgebiet der Stubnitz mit Toteis- und Karsthohlformen, jungen Erosionstälern, aktiven Kreide- und



Abb. 2: Übersichtskarte des Nationalparks Jasmund (verändert nach JESCHKE et al. 2003).

Moränenkliffs sowie den vorgelagerten Meeresbereichen eine nutzungsfreie Entwicklung zu sichern, die Regeneration von Quell-, Kessel- und Durchströmungsmooren zu ermöglichen und den größten natürlichen geologischen Aufschluss des norddeutschen Tieflandes zu erhalten. Der östliche Teil des heutigen Nationalparks war schon seit 1935 ein 1500 ha großes Naturschutzgebiet (siehe auch Nutzungsgeschichte).

## 1.2 Geologie

Die Halbinsel Jasmund wird von einem präquartären Kreide-Hochgebiet gebildet, das durch glaziale Prozesse überformt wurde. Die 60–70 Mio. Jahre alten Oberkreide-Ablagerungen (Unter-Maastricht) wiesen eine erste tektonische Strukturierung durch Fernwirkung alpidischer Gebirgsbildung auf, an denen sich die Formungsprozesse des Pleistozäns orientierten (DUPHORN et al. 1995). Die Kraft der vorrückenden Gletscher wird an den Küstenaufschlüssen sichtbar: Kreidekomplexe wechseln mit zwischengeschalteten pleistozänen Ablagerungen und zeigen stark gestörte Lagerungsverhältnisse. Dementsprechend sind steile Kreidekliffs bzw. flach geböschte Geschiebemergel- und Sandufer mit vorgelagertem Blockstrand ausgebildet.

Die Kreide hat einen  $\text{CaCO}_3$ -Gehalt von bis zu 98 %. Eingelagert sind Bänder aus Feuersteinen (amorphes  $\text{SiO}_2$ ) sowie eine Vielzahl von Fossilien, u. a. Foraminiferen, Korallen, Moostierchen, Rankenfüßer, Muschelkrebse, Seeigelsteinkerne, Austern und Belemniten-Rostren (sogenannte „Donnerkeile“), die häufig am Strand gefunden werden. Die Kreidekliffs bilden teilweise bizarre Formen. Einige sind sehr beständig und ragen hoch auf, wie der Königstuhl mit 117 m, der schon vor 400 Jahren urkundlich erwähnt wurde. Jedoch finden nach starker Durchfeuchtung des Substrats häufig Abbrüche am Steilufer statt, vor allem in den Monaten April und Mai.

Das bewaldete Plateau der Stubnitz liegt durchschnittlich 125 m hoch, mit Erhebungen von bis zu 161 m NN (Piekberg). Die Kreide tritt hier nur kleinfächig an die Oberfläche und ist von Geschiebemergeln der jüngsten Phasen der Weichselvereisung bedeckt. Die stark reliefierte Hochfläche ist von mehreren West-Ost gerichteten, flachen Muldentälern mit überwiegend in Richtung Osten abfließenden Bächen (Kieler Bach, Kollicker Bach) durchzogen. In Kliffnähe sind diese kerbtalartig eingeschnitten und am Kliff selbst bilden sich kleine Schluchten oder Wasserfälle. An Quellaustritten befinden sich häufig Quellmoore und an einigen Stellen Ablagerungen von Kalktuff. In abflusslosen Senken kam es zum Torfwachstum und zur Bildung von Kesselmooren.

## 1.3 Nutzungsgeschichte

Mehrere Großsteingräber und Siedlungsfunde belegen die neolithische Besiedlung ab 5 000 vor heute. Die Besiedlung war wahrscheinlich mit lokalen Rodungen und Auflichtungen der Eichenmischwälder verbunden. 389 Hügelgräber auf der Halbinsel Jasmund weisen auf eine starke Besiedlung während der Bronzezeit (3 800–2 600 vor heute) hin. Danach konnten sich die Wälder der Hochfläche weitgehend regenerieren. Im Zuge der slawischen Besiedlung ab dem 7. Jahrhundert setzten im Umkreis der in der Stubnitz angelegten Burgwälle (z. B.

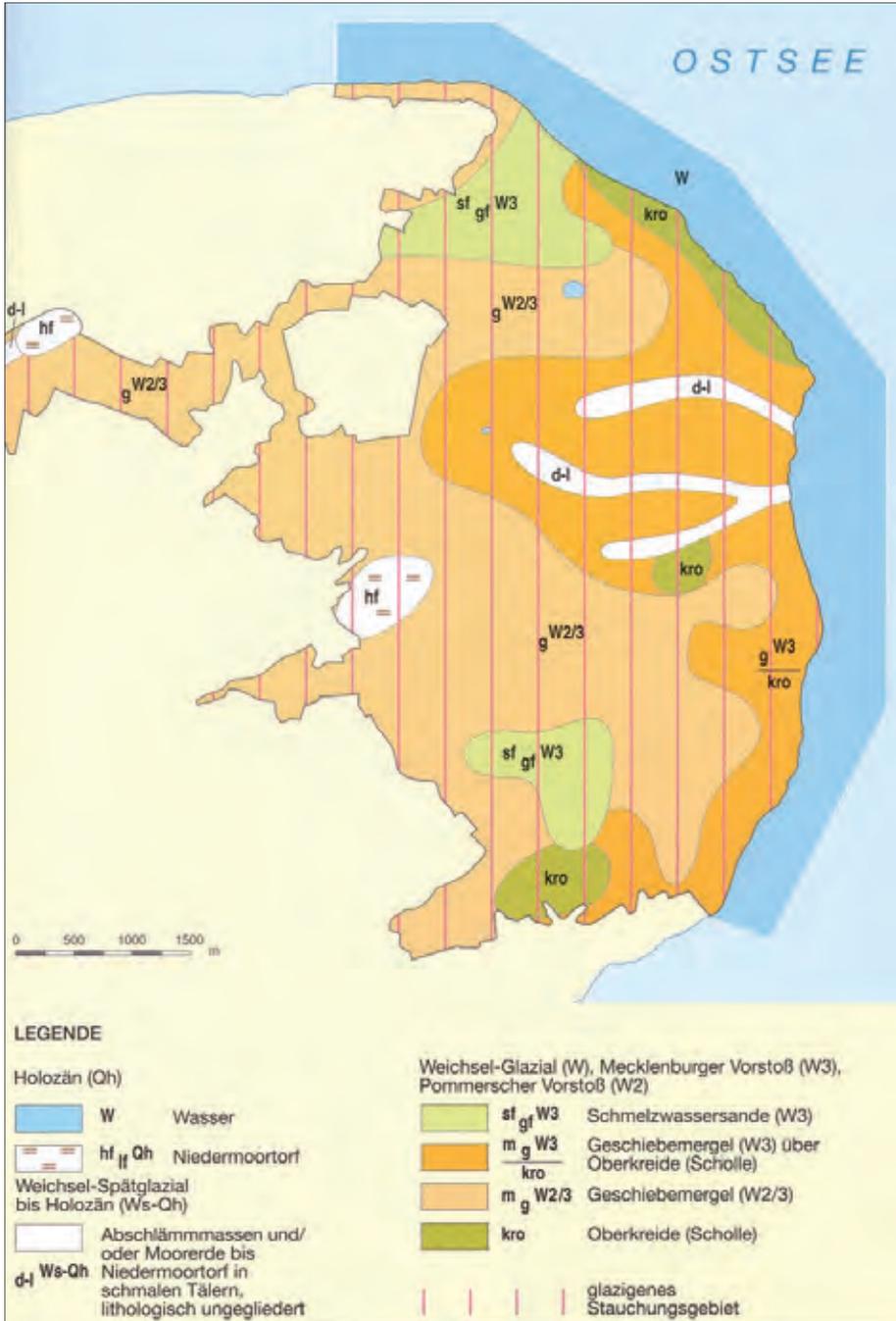


Abb. 3: Geologische Karte des Nationalparks Jasmund (aus JESCHKE et al. 2003).

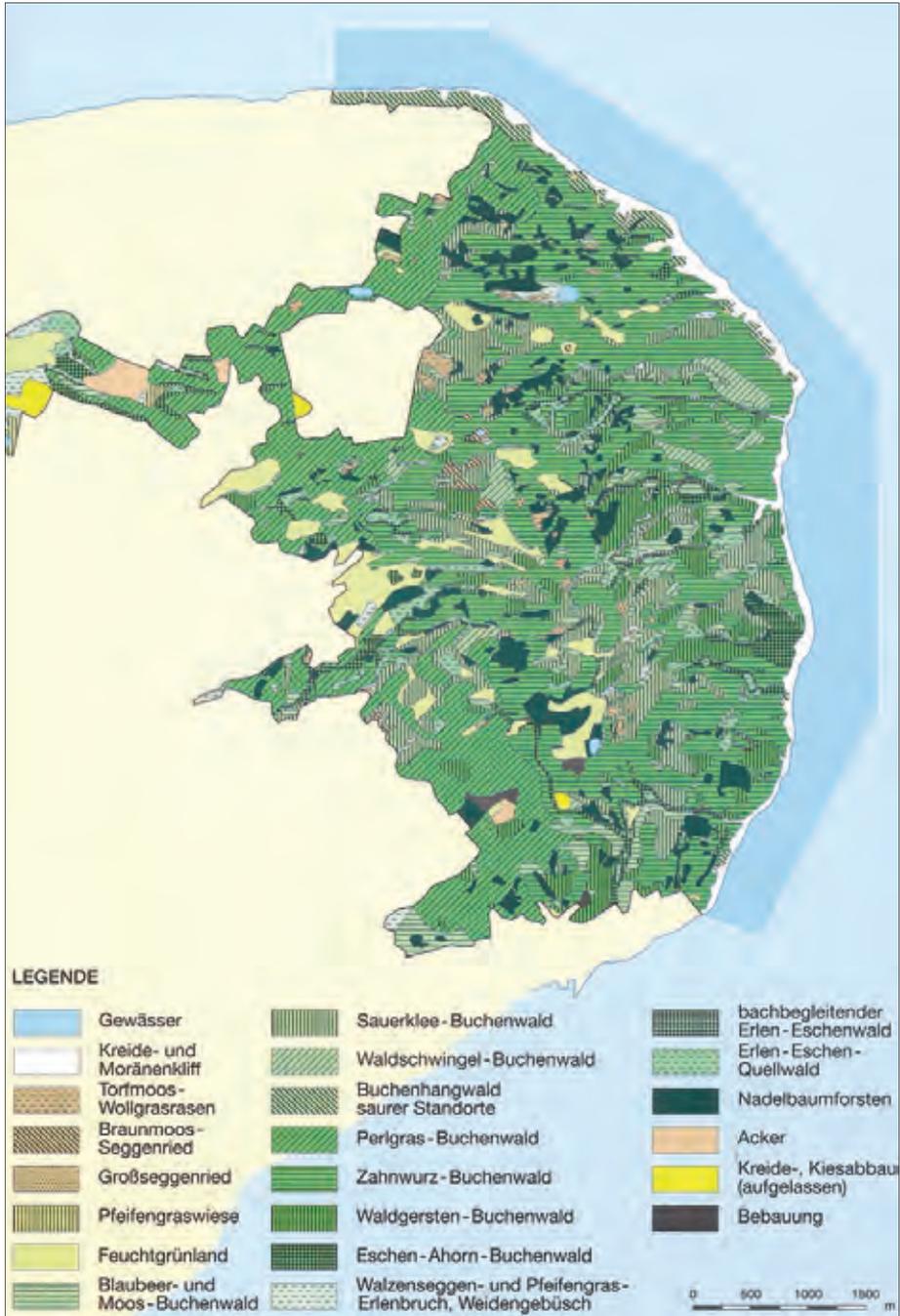


Abb. 4: Vegetationskarte des Nationalparks Jasmund (aus JESCHKE et al. 2003).

Herthaburg) Rodungsaktivitäten ein. Während des mittelalterlichen Landesausbaus (14. Jahrhundert) war das Gebiet nicht besiedelt. Die Schwedische Landesaufnahme von 1695 verzeichnet für die Stubnitz Mittel- und Niederwald sowie Waldweidenutzung durch die angrenzenden Gemeinden. Außerdem wurde Buchenholz in großem Umfang zu Holzkohle verarbeitet.

Der zunehmenden Devastierung der Wälder sollte durch den Erlass der Holzordnungen von 1586, 1671, 1722 und 1731 entgegengewirkt werden. Allerdings wurde die Waldweide trotz des Verbots von 1731 (damals war die Stubnitz landesherrlicher Besitz) bis weit ins 19. Jahrhundert, auch nach der Übernahme in preußische Verwaltung (1815), betrieben. Zur Schonung der Wälder wurde ab 1800 in den Mooren der Stubnitz Torf gestochen.

1820 wurde erstmalig mit Nadelgehölzen (Kiefer – *Pinus sylvestris*, Weißtanne – *Abies alba*, Lärche – *Larix decidua*) aufgeforstet. 1834 setzte Hochwaldbewirtschaftung mit 120jährigem Buchenumtrieb ein. In den Niederungen erfolgte ein 20jähriger Umtrieb von Erle (*Alnus glutinosa*) und die Anpflanzung von Eschen (*Fraxinus excelsior*) und Fichten (*Picea abies*). Seit 1857 werden in der Stubnitz Eichen (*Quercus* sp.) angebaut. In einigen Bereichen wurden Buchenbestände plenterartig bewirtschaftet. Die Steilhangwälder der Küste blieben weitgehend vom Holzeinschlag verschont.

Nach der Anlage eines Kreidebruchs am Kieler Bach stellte die Staatliche Stelle für Naturdenkmalpflege 1926 den Antrag auf Erklärung eines Naturschutzgebietes Jasmund, dem durch die Polizeiverordnung von 1929 und die eigentliche Unterschutzstellung mit der Schutzverordnung 1935 stattgegeben wurde. Die forstliche Nutzung wurde dadurch jedoch nicht eingeschränkt.

Ab 1941 wurden verstärkt Nadelbäume, v. a. Fichte und Japanische Lärche (*Larix kaempferi*), gepflanzt. Nach 1945 erfolgten im Rahmen von Reparationsleistungen großflächige Holzeinschläge, die besonders die Buchenwälder nördlich von Saßnitz betrafen. Erst 1966 wurden im NSG Jasmund insgesamt 256 ha als Totalreservate von jeglicher Bewirtschaftung ausgeschlossen (alle Steilhangwälder, Kieler Bachtal, Umgebung des Herthasees, Schlossberg u. a.).

Bis 1990 erfolgten Eingriffe in die Buchenbestände. Der hohe Schalenwildbestand beeinträchtigt heute in hohem Maße die Verjüngung der Buche. Mit der Umsetzung der Forsteinrichtung von 1997 erfolgen die schrittweise Reduzierung des Schalenwildes sowie die Verringerung der nicht standorthemischen Nadelbaum-Bestände.

## 1.4 Vegetation

Die deutsche Benennung der Vegetationseinheiten basiert auf der vegetationskundlichen Bearbeitung von JESCHKE (1964) (siehe auch JESCHKE et al. 1980),

in Klammern ist die Zuordnung zu den Syntaxa aus BERG et al. (2004) beige-fügt.

Aufgrund der besonderen Substrat- und Reliefausprägung, aber auch der klimatischen Abweichungen mit erhöhten Niederschlagssummen von bis zu 700 mm/a (JESCHKE 1964) treten in der Vegetation der Stubnitz Besonderheiten auf, die sich in der floristischen Ausstattung und der Vielfalt der Vegetationseinheiten zeigen.

Auf den reichen Moränen-Standorten tritt weit verbreitet der Zahnwurz-Buchenwald (Abb. 4) mit Zwiebel-Zahnwurz (*Dentaria bulbifera*), Waldmeister (*Galium odoratum*) und Waldschwingel (*Festuca altissima*) auf, der eine montan getönte Variante des *Asperulo odoratae-Fagetum sylvaticae* darstellt. Außerdem ist mit dem Perlgras-Buchenwald die typische Ausprägung der Assoziation vertreten. Eine weitere Variante der Assoziation, der Waldschwingel-Buchenwald, mit weniger anspruchsvollen Arten vermittelt in Hanglagen zu den ärmeren Standorten.

Große Flächen nehmen Buchenwälder saurer Standorte (*Vaccinio myrtillo-Fagetum sylvaticae*) in den Varianten Blaubeer-Buchenwald und Sauerklee-Buchenwald mit Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), Pillen-Segge (*Carex pilulifera*), Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*) und Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*) sowie an verhagerten Standorten die Weißmoosausbildung des *Vaccinio myrtillo-Fagetum sylvaticae* mit artenreicher Mooschicht aus *Dicranum majus*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Mnium hornum*, *Rhytidiadelphus triquetrus* u.a. ein. Sie wurden häufig mit Fichten (*Picea abies*) aufgeforstet.

Auf flachgründigen Kreidestandorten in Plateau-Lage wächst der Waldgersten-Buchenwald (*Mercuriali perennis-Fagetum sylvaticae*) mit Orchideen wie dem Bleichen Waldvöglein (*Cephalanthera damasonium*), der Nestwurz (*Neottia nidus-avis*) und dem Roten Waldvöglein (*Cephalanthera rubra*). Die tiefgründigen lehmig-mergeligen Böden in Senkenlage besiedeln Eschen-Buchenwälder (*Fraxino excelsioris-Fagetum sylvaticae*) mit Buche (*Fagus sylvatica*), Esche (*Fraxinus excelsior*), Berg- und Spitzahorn (*Acer pseudoplatanus* und *A. platanoides*). Ihre Krautschicht ist aus anspruchsvollen Kräutern (*Primula elatior*, *Pulmonaria obscura*, *Veronica montana*, *Mercurialis perennis*, *Ranunculus ficaria*, *Anemone ranunculoides*, *Gagea spathacea*, *Stachys sylvatica*, *Brachypodium sylvaticum* u. a.) zusammengesetzt. Auf Hangfußstandorten und Unterhängen treten Ahorn-Eschenwälder (*Adoxo-Aceretum pseudoplatani*) mit Zwiebel-Zahnwurz (*Dentaria bulbifera*) und Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*) auf.

Auf den östlich exponierten Küstenhängen mit Mergel- und Kreideuntergrund siedeln thermophile, artenreiche Buchenwälder (*Carici-Fagetum sylvaticae*), deren Artenzahlen zwischen 40 und 55 auf 100 m<sup>2</sup> liegen. Neben mesophilen Laubwaldarten (*Galium odoratum*, *Phyteuma spicatum*, *Viola reichenbachiana*, *Epilobium montanum*, *Festuca altissima*) treten thermophile Arten (*Primula*

*veris*, *Viola hirta*, *Campanula persicifolia*, *Cephalanthera longifolia*) auf. Zur ebenfalls artenreichen Baum- und Strauchschicht gehören Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Eibe (*Taxus baccata*), Wild-Birne (*Pyrus pyraster*) und Roter Hartriegel (*Cornus sanguinea*). In extremen Lagen nimmt der Anteil von Wildobst-Gehölzen zu und es sind buschwaldartige Bestände ausgebildet. Hier befinden sich die wichtigsten Orchideenstandorte des Gebietes mit Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*), Purpurknabenkraut (*Orchis purpurea*) und Fuchsschem Knabenkraut (*Dactylorhiza fuchsii*). Steilhanglagen und Schutthänge werden von Wacholder-Hartriegelgebüsch (*Orchio purpureae-Cornetum sanguinei*), Leimkraut-Heilwurz-Säumen (*Sileno nutantis-Libanotidetum montanae*) und kräuterreichen Rasengesellschaften mit Fettkraut (*Pinguicula vulgaris*), Großer Händelwurz (*Gymnadenia conopsea* ssp. *montana*), Braunroter Sitter (*Epipactis atrorubens*), Stattlichem Knabenkraut (*Orchis mascula*) und zahlreichen Moosen (*Seligeria calcarea*, *Neckera crispa*, *Ctenidium molluscum*, *Campylium sommerfeltii* u. a.) besiedelt. Offene Kreideschutthalden und steile Abbruchwände der Kreide sind, abgesehen von vereinzelt Moosen und Gallertflechten, fast völlig vegetationsfrei. Auf Moränenschutthängen können sich nur Pionierbestände einer lückigen Huflattich-Flur (*Poo compressae-Tussilaginatum farfarae*) halten, denen im Verlauf der Sukzession Sanddorngebüsche (*Hippophae rhamnoides-Sambucetum nigrae*) mit Zitter-Pappeln (*Populus tremula*) und Hartriegel (*Cornus sanguinea*) folgen können.

In den Kessellagen des Stubnitz-Plateaus sind Walzenseggen-Erlenbruchwälder (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*) ausgebildet. Die Bäche sind streckenweise von Bach-Eschenwäldern (*Carici remotae-Fraxinetum excelsioris*) gesäumt. Diese gehen häufig in Erlen- und Eschen-Quellmoore (*Cardamino amarae-Alnetum glutinosae*) mit dem Quellzeiger Gegenblättriges Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*) über, die hauptsächlich am Oberlauf der Bäche auf mächtigen Quelltorfen mit einem hohen Anteil organischer Substanz stocken. Am Unterlauf der Bäche wächst auf Quellmooren mit mineralreicherem Substrat der Riesen-Schachtelhalm (*Equisetum telmateja*). Insbesondere an den Steilhängen treten Kalktuffquellen mit üppiger Moosvegetation auf. Tuffbildner sind hier vor allem die Moose *Cratoneuron commutatum* und *Euclidium verticillatum*.

In abflusslosen waldfreien Senken sind teilweise soligene Kesselmoore mit Blasenbinse (*Scheuchzeria palustris*), *Sphagnum fuscum*, *S. riparium*, *S. rubellum* und *S. magellanicum* ausgebildet.

Mit 249 derzeit bekannten Moosarten ist der Nationalpark Jasmund das bryologisch artenreichste Gebiet Mecklenburg-Vorpommerns. Arten, welche innerhalb des Bundeslandes nur in diesem Gebiet vorkommen, sind *Jungermannia atrovirens*, *Metzgeria conjugata*, *Platydictya jungermannioides*, *Rynchosegiella*

*jaquinii*, *Seligeria calcarea*, *Trichostomium brachydontium*, *Orthotrichum gymnostomum*, *Amblyodon dealbatus* und massenhaft *Neckera crispa*.

## Exkursionspunkt 2: Naturschutzgebiet Granitz – Jagdschloss

### 2.1 Lage und Schutzstatus

Das 1130 ha große Waldgebiet der Granitz liegt im Südosten der Insel Rügen zwischen den Orten Binz und Sellin und grenzt direkt an die Ostsee (Abb. 5).



Abb. 5: Übersichtskarte des NSG Granitz (verändert nach JESCHKE et al. 2003).

Es wurde 1990 zur Sicherung der natürlichen Entwicklung eines küstennahen Altwald-Standortes mit Buchenwäldern, nährstoffarmen Mooren und Moränenkliffs als Naturschutzgebiet ausgewiesen und ist Bestandteil des Biospärenreservates Südost-Rügen.

## 2.2 Geologie

Die Granitz ist ein in sich stark gegliedertes Höhengebiet mit sehr bewegtem Relief. Es werden Hangneigungen von 40 Grad erreicht. Die mittleren Höhen liegen bei 40 bis 60 m NN, höchste Erhebung ist der Tempelberg mit 107 m.

Im Gebiet lagern bis zu 70 m mächtige Beckensande über Geschiebemergel mit Kalkschollen, der z.T. in die Beckensande hineinragt. Die Sande werden als Schmelzwasserbildungen im Spaltensystem des abschmelzenden Gletschers des Pommerschen Eisvorstoßes aufgefasst. Sie wurden nachfolgend von den Gletschervorstößen des Mecklenburger Stadiums der Weichselvereisung überformt. Diese haben insbesondere in Senken Geschiebemergel abgelagert. Aufgrund der Durchlässigkeit der Sande treten keine Fließgewässer auf. In Kessellagen haben sich Kesselmoore gebildet, die bis zu 8 m mächtige Wollgras-Torfmoorstorfe aufweisen.

## 2.3 Nutzungsgeschichte

Eine Pollenanalyse vom Kesselmoor „Große Wiese“ weist darauf hin, dass dessen Umgebung immer bewaldet war (LANGE et al. 1986). Nach der Stubnitz ist die Granitz somit das zweitgrößte Altwald-Gebiet der Insel Rügen. Die Buche (*Fagus sylvatica*) dominierte den Waldbestand ab dem 7. Jahrhundert, etwa zeitgleich mit dem Einsetzen slawischer Besiedlung der Insel Rügen.

Am Ende des 17. Jahrhundert werden in der schwedischen Landesaufnahme die Kliffhänge als mit „wildem Wald“ bewachsen verzeichnet. Die übrige Granitz wurde als „allerhand Laubwald mit Eiche, Buche, Esche, Hasel, Birke“ charakterisiert und für den Ostteil sind „Haseln und Hagebuchen“ erwähnt. Die Artenzusammensetzung weist auf Auflichtung durch Holz- und Weidenutzung hin. Ebenso sprechen Flurnamen wie „Heideberge“ und „Ochsenberg“ für Waldweidenutzung, die landläufig bis ins 19. Jahrhundert stattfand.

Die Granitz war über mehrere Generationen Jagdgebiet der Fürsten zu Putbus. Von 1838–1846 wurde das Jagdschloss Granitz auf dem Tempelberg erbaut, das heute eines der beliebtesten Ausflugsziele der Insel Rügen ist und einen reizvollen Rundblick über die Insel ermöglicht.

In den 1970–80er Jahren wurden große Flächen in der Granitz kahl geschlagen, die mit Fichte (*Picea abies*), Lärche (*Larix* sp.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) aufgeforstet wurden.

## 2.4 Vegetation

Die deutsche Benennung der Vegetationseinheiten folgt der Beschreibung in JESCHKE et al. (2003), beigefügt sind die pflanzensoziologischen Einheiten nach BERG et al. (2004).

Die im Gebiet vorherrschenden ärmeren Standorte sind von Schattenblumen- und Schlängelschmielen-Buchenwäldern (*Vaccinio myrtilli-Fagetum sylvaticae*, typische Ausbildung) mit Pillen-Segge (*Carex pilulifera*), Vielblütiger Hainsimse (*Luzula multiflorum*) und stellenweise Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*) bedeckt. In extrem verhängerten Hang- und Kuppenlagen treten Weißmoos- und Gabelzahnmoos-Buchenwälder (Weißmoos-Ausbildung des *Vaccinio myrtilli-Fagetum sylvaticae*) mit einer Vielzahl von Moosen wie *Dicranum majus*, *Leucobryum glaucum*, *Mnium hornum*, *Polytrichum formosum*, *Lepidozia reptans* und *Rhytidiadelphus loreus* auf. Die kräftigeren, basenreichen Standorte tragen Perlgras-Buchenwald (*Asperulo odoratae-Fagetum sylvaticae*) mit u. a. Perlgras (*Melica uniflora*), Waldmeister (*Galium odoratum*) und Goldnessel (*Lamium galeobdolon*). Auf den kalkreichsten Geschiebemergelstandorten in Kliffnähe treten Heckenkirschen-Buchenwälder (*Mercuriali perennis-Fagetum sylvaticae*) mit Roter Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*), Leberblümchen (*Hepatica nobilis*), Finger-Segge (*Carex digitata*), Frühlings-Platterbse (*Lathyrus vernus*) und mehreren Orchideen-Arten auf. Die Steilküsten sind natürliche Waldgrenzstandorte. Durch das wiederkehrende Abrutschen der Hänge sind Entwicklungsstadien vom Rohboden über Gebüsche und Vorwaldstadien bis zu jungen Buchenwäldern zu beobachten.

Die Kesselmoore wurden z.T. nicht entwässert. In ihnen sind Sauer-Zwischenmoore mit Torfmoos-Flutterbinsenrieden und Torfmoos-Seggen-Wollgrasrieden mit Schmalblättrigem Wollgras (*Eriophorum angustifolium*), Faden-Segge (*Carex lasiocarpa*) und Sumpf-Blutauge (*Potentilla palustris*) ausgebildet. In den Zentren der Kessel befinden sich mit Wollgras-Birkengehölzen, Grünen Wollgras-Torfmoosrasen und Zwergstrauch-Wollgras-Torfmoosrasen auch Vegetationsformen der Armmoore mit Arten wie Scheidigem Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), Sumpfpfurst (*Ledum palustre*) und verschiedenen Torfmoosen (*Sphagnum* sp.).



Abb. 6: Großsteingrab bei Lancken-Granitz (Foto H. D. KNAPP).

## Exkursionspunkt 3: Großsteingräber bei Lancken-Granitz

### 3.1 Lage

Der Ort Lancken-Granitz liegt im Südosten der Insel Rügen zwischen Putbus und dem Osteseebad Sellin (Abb. 1). In der Nähe der Ortschaft befinden sich mehrere Großsteingräber, von denen einige archäologisch untersucht wurden.

### 3.2 Neolithische Besiedlung

Die ältesten Spuren der Anwesenheit von Jägern und Sammlern auf der Insel Rügen stammen aus der Allerödzeit (12 000–11 000 v. h.). Doch erst die Einführung von Ackerbau und Viehzucht in der Jungsteinzeit (ab 5 000 v. h.) war mit einer tief greifenden Veränderung der bis dahin von Menschen fast unberührten Landschaft verbunden. Durch die neue Nutzungsweise kam es zur Öffnung der geschlossenen Waldlandschaft, in deren Folge sich auch der Wasserhaushalt der Landschaft änderte. Die geringere Wasserverdunstung von Acker- und Weideland führte zu einem Wasserüberschuss, der die Vermoorung von Senken, Tälern und Hangmulden und die Bildung von Kleingewässern begünstigte, was durch zahlreiche Pollenanalysen belegt wurde (LANGE et al. 1986).

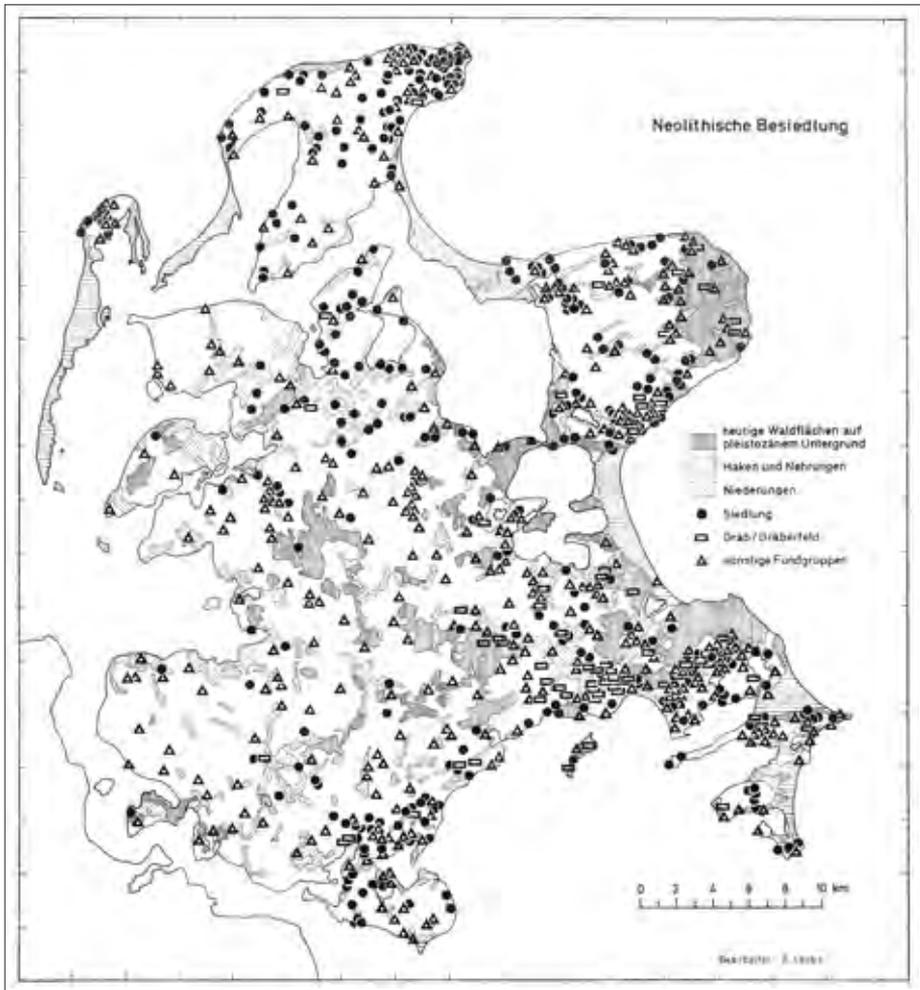


Abb. 7: Karte der neolithischen Besiedlung der Insel Rügen (aus LANGE et al. 1986).

### 3.3 Megalithkultur

Die Jungsteinzeit brachte nicht nur die Wende von Jägern und Sammlern zu Ackerbauern und Viehzüchtern, sie brachte auch eine Kultur hervor, die zur Errichtung monumentaler Bauwerke befähigt war. Sie war in Europa im mediterran-atlantischen Raum verbreitet. Das augenfälligste Merkmal dieser Kultur, sind die „Megalithe“ (griech. „Riesensteine“), die in verschiedenen Anordnungen (Steinkreise, Steinalleen, Großsteingräber, einzelne aufrecht stehende Steine) zu finden sind und der Megalithkultur ihren Namen gaben (Abb. 6).

Mit 907 Fundstellen bzw. 75 Fundstellen pro Jahrhundert liegt auf Rügen

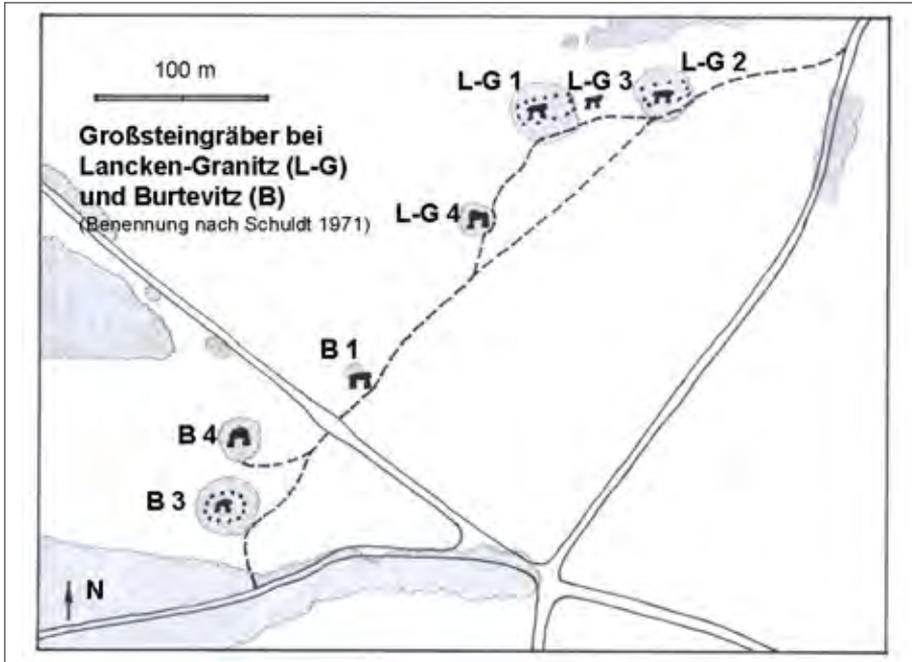


Abb. 8: Lage der Großsteingräber bei Lancken-Granitz (aus LANGE et al. 1986)

eine außerordentliche Funddichte für das Neolithikum (5 000–3 800 v. h.) vor (Abb. 7). Die in großer Zahl vorhandenen Großdolmen (*dolmen* breton. „Steintisch“ = Großsteingräber, auch „Hünenbetten“ genannt) sind auf Rügen in einer speziellen Ausführung mit Windfang errichtet. Ihr Aufbau wird von KNAPP (im Druck) wie folgt beschrieben: „Die Längsseiten der Grabkammern werden von je drei (oder vier) paarweise gegenüberstehenden großen Findlingen mit glatter Innenseite gebildet, ein ebenso großer Stein bildet den Abschluss an der Schmalseite des Grabes. Die Zwischenräume sind meist mit Trockenmauerwerk aus flachen Steinplatten kunstvoll ausgefüllt. Drei gewaltige Decksteine, die auf je zwei gegenüberstehenden Wandsteinen ruhen, schließen die Grabkammer ab. Der Zugang erfolgt durch den so genannten Windfang an der Schmalseite, das heißt durch einen aus Steinplatten gefertigten niedrigen Gang, der bis in die Grabkammer hineinreicht. Der Boden ist meist mit einem Pflaster aus Steinplatten ausgelegt. Manche Gräber sind in sich durch schmale Sandsteinplatten gekammert. Die Ausrichtung der Gräber folgt keiner bestimmten Himmelsrichtung sondern ist meist dem Gelände angepasst.“ Die Großdolmen auf Rügen sind selten von weiteren Steinsetzungen, den sogenannten „Hünenbetten“, umgeben (Abb. 8).

Bei Untersuchungen von sieben Großdolmen bei Lancken-Granitz (Abb. 8) wurden zahlreiche Grabbeigaben gefunden. In Grab 1 waren es: sechs Flintbeile,

ein Meißel, zwei Felssteinäxte, 145 querschneidende und zehn lanzettförmige Pfeilspitzen, zahlreiche Klingen aus Feuerstein, 12 Bernsteinperlen und Scherben von Gefäßen. Funde von z. B. einer Bronzekette und Resten einer Bronzenadel deuten darauf hin, dass Bestattungen in diesen Grabbauwerken bis in die ältere Bronzezeit stattfanden.

Die archäologischen Funde zeigen eine deutliche Beziehung zur Landschaftsstruktur (Abb. 7). Die Siedlungsgebiete sind auf klimatisch begünstigte Endmoränengebiete in Gewässernähe konzentriert. Die in den Endmoränen und kupfigen Grundmoränen lagernden Geschiebeblöcke bildeten die Grundlage für den Bau der Grabanlagen. Ergebnisse der experimentellen Archäologie zeigen, dass die Errichtung dieser monumentalen Bauwerke durch den Einsatz vieler Menschen und die Nutzung von Hebeln, Rollen und schiefen Ebenen möglich war.

Viele der Großsteingräber sind im Laufe der Jahrhunderte geplündert und insbesondere im 19. Jahrhundert zerstört worden. Die Steinsetzungen wurden als Baumaterial für Straßen und Häuser genutzt oder mussten den Bestrebungen einer großräumigen Landwirtschaft weichen.

## **Exkursionspunkt 4: Halbinsel Mönchgut – Groß Zicker**

### **4.1 Lage und Schutzstatus**

Die Halbinsel Mönchgut befindet sich im Südosten der Insel Rügen und ragt in den südlich anschließenden Greifswalder Bodden hinein. Sie gehört zum 1990 gegründeten Biosphärenreservat Südost-Rügen. Die Halbinsel Groß Zicker (Abb. 9) ist seit 1981 Teil eines Naturschutzgebietes, das zum Erhalt, zur Pflege und Wiederherstellung des Mosaikes von Offen-, Küsten- und Waldlebensräumen mit seltenen Pflanzen- und Tierarten, zur Sicherung der Küstendynamik, zur ungestörten Waldentwicklung am Zickerschen Höft sowie zum Schutz durchziehender und rastender Wasservögel eingerichtet wurde.

### **4.2 Geologie**

Mönchgut wurde durch die jüngsten Gletschervorstöße der Weichselvereisung und die vor etwa 7 900 Jahren einsetzende Litorina-Transgression geprägt. Hoch aufragende Moränenkerne wechseln mit ehemaligen Gletscherzungenbecken. Durch Küstenausgleichsprozesse haben sich in den Becken unterseeische Schaare und Sandriffe und später Strandwälle gebildet, die heute die Moränenkerne als so genannte Nehrungen verbinden. Boddenseitig sind vermoorte Niederungen und verlandende Restseen entstanden.



Abb. 9: Übersichtskarte der Halbinsel Mönchgut mit der Lage der Teilgebiete des NSG Mönchgut (verändert nach JESCHKE et al. 2003)

Groß Zicker mit dem 66 m hohen Bakenberg stellt den prominentesten Moränenkern dar. Die in der Stauchendmoräne eingeschlossenen Geschiebemergel, Beckensande und Kreideschollen bilden die Grundlage für eine hohe Diversität an Bodenformen und Kleinstandorten. An der Südwest- und West-Seite sind die verschiedenen Ablagerungen am bis zu 45 m hohen, aktiven Kliff, dem „Zickerschen Höft“, sichtbar.

### 4.3 Nutzungsgeschichte

Die Landschaft wurde nachweislich seit der Jungsteinzeit besiedelt. Seit dem 13./14. Jahrhundert gehörte die Halbinsel Mönchgut zum Besitz des Zisterzienserklosters Eldena bei Greifswald, wodurch sie auch ihren Namen (der „Mönche Gut“) erhielt. Nach der Säkularisierung 1535 wurde das Mönchgut herzoglicher Besitz.

Zur Zeit der Schwedischen Landesaufnahme (1696) herrschte auf Moränenstandorten Ackernutzung vor. Niederungen, viele Kliffhänge und auch die kliffnahen Plateaubereiche des Zickerschen Höfts wurden als Weide genutzt. Das Weideland auf Groß Zicker war nur mit einzelnen Büschen durchsetzt.

Im 19. Jahrhundert erfolgten erste Aufforstungen an der Ostseite der Halbinsel Mönchgut. Auf der Halbinsel Groß Zicker wurden nach 1945 Lärchen (*Larix* sp.) Schwarz-Kiefern (*Pinus nigra*), Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) und vereinzelt Pappeln (*Populus spec.*) angepflanzt. Dort fielen ab den 1960er Jahren nach und nach die jahrhundertlang in Kleinfelderwirtschaft genutzten, armen Böden brach. Es entwickelten sich Magerrasen, die heute durch Schafhaltung bewirtschaftet werden.

In den Niederungen wurde dagegen im letzten Jahrhundert die Grünlandnutzung durch Eindeichung, Entwässerung und Saatgrasland-Wirtschaft intensiviert.

### 4.4 Vegetation

Basierend auf der Verteilung der unterschiedlichen Substrate und der verschiedenen Nutzungsformen hat sich auf der Halbinsel Groß Zicker ein kleinräumiges Vegetationsmosaik ausgebildet (Abb. 10). Die Benennung der Assoziationen folgt BERG et al. 2004.

Auf den ehemaligen Ackerflächen sind Weide-Magerrasen mit Massenbeständen der Wiesen-Schlüsselblume (*Primula veris*), mit Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*), Rot-Schwingel (*Festuca rubra*), Knöllchen-Steinbrech (*Saxifraga granulata*), Knolligem Hahnenfuß (*Ranunculus bulbosus*), Gemeiner Braunelle (*Prunella vulgaris*) und Herbst-Löwenzahn (*Leontodon autumnalis*) verbreitet. Außerdem sind Steppenlieschgras-Trockenrasen (*Silene otitae-Festucetum brevipilae*) und Trockensäume (*Sileno nutantis-Libanotidetum montanae* und *Artemisio campestris-Vincetoxicetum hirundinariae*) mit Berg-Haarstrang (*Peucedanum oreoselinum*), Gemeinem Dost (*Origanum vulgare*), Weißer Schwalbenwurz (*Vincetoxicum hirundinaria*), Frühlings-Fingerkraut (*Potentilla verna*), Pfirsichblättriger Glockenblume (*Campanula persicifolia*) und Berg-Heilwurz (*Libanotis pyrenaica*) vorhanden. Auf den aufgelassenen Äckern des Bakenbergs sind Schillergras-Rasen mit Kegel-Leimkraut (*Silene conica*), Steifem Augentrost



Abb. 10: Vegetationskarte der Halbinsel Groß Zicker (aus JESCHKE et al. 2003).

(*Euphrasia stricta*), Zierlichem Schillergras (*Koeleria macrantha*) und Spurre (*Holosteum umbellatum*) entwickelt.

Als herausragende Besonderheit kommen an südexponierten Kliffstandorten Eichen-Hangwälder (*Vincetoxico hirundinariae-Quercetum petraeae*) mit Sommer-Linde (*Tilia platyphyllos*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Wild-Apfel (*Malus sylvestris*), Wild-Birne (*Pyrus pyraster*) und Vogel-Kirsche (*Prunus avium*) vor.

## Literatur

- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (Hrsg.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung - Textband. Weissdorn, Jena: 605 S.
- DUPHORN, K., KLIWE, H., NIEDERMEYER, R.-O., JANKE, W. & WERNER, F. (1995): Die deutsche Ostseeküste. Sammlung geologischer Führer 88, Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart: 281 S.
- JESCHKE, L. (1964): Die Vegetation der Stubnitz. Natur und Naturschutz in Mecklenburg 2: 1–154.
- JESCHKE, L., KLAFS, G., SCHMIDT, H. & STARKE, W. (1980): Handbuch der Naturschutzgebiete der DDR Band 1, Die Naturschutzgebiete der Bezirke Rostock, Schwerin und Neubrandenburg. 2. überarbeitete Aufl., Urania, Berlin: 336 S.
- JESCHKE, L., LENSCHOW, U. & ZIMMERMANN, H. (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Demmler, Schwerin: 713 S.
- KNAPP, H. D. (im Druck): Die Frühgeschichte der Insel Rügen. In: PETRICK, F. (Hrsg.): Rügens Geschichte von den Anfängen bis zur Gegenwart in fünf Teilen, Teil 1: 42 S.
- LANGE, E., JESCHKE, L. & KNAPP, H. D. (1986): Ralswiek und Rügen, Landschaftsentwicklung und Siedlungsgeschichte der Ostseeinsel - Teil I: Die Landschaftsgeschichte der Insel Rügen seit dem Spätglazial. Schriften zur Ur- und Frühgeschichte 38, Akademie der Wissenschaften der DDR, Zentralinstitut für Alte Geschichte und Archäologie: 216 S.



# Dynamik der Naturentwicklung im Müritz-Nationalpark

– Leberecht Jeschke, Michael Manthey –

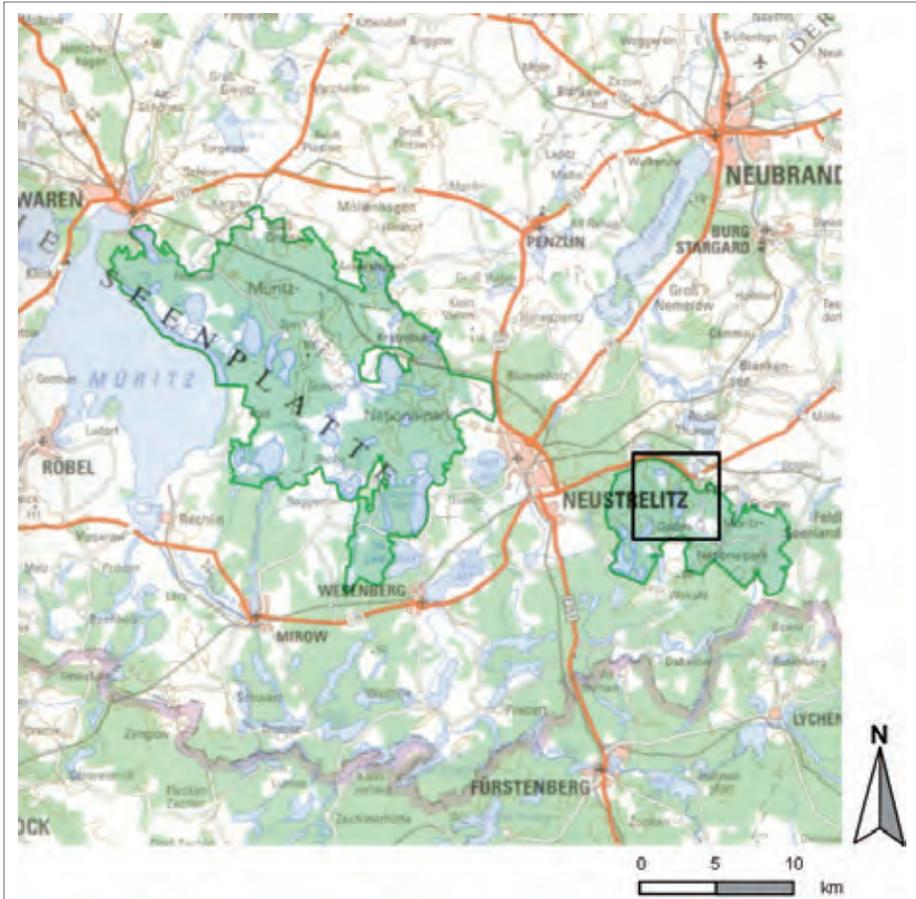


Abb. 1: Übersichtskarte der beiden Teilgebiete des Müritz-Nationalparks (verändert nach JESCHKE et al. 2003). Das Quadrat kennzeichnet den Kartenausschnitt des Exkursionsgebietes (siehe Abb. 2).

## 1 Beschreibung der Exkursionsroute

Die Tagesexkursion führt durch das Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparks und beginnt im Nordwesten nahe der Ortschaft Zinow (Abb. 2). Erster

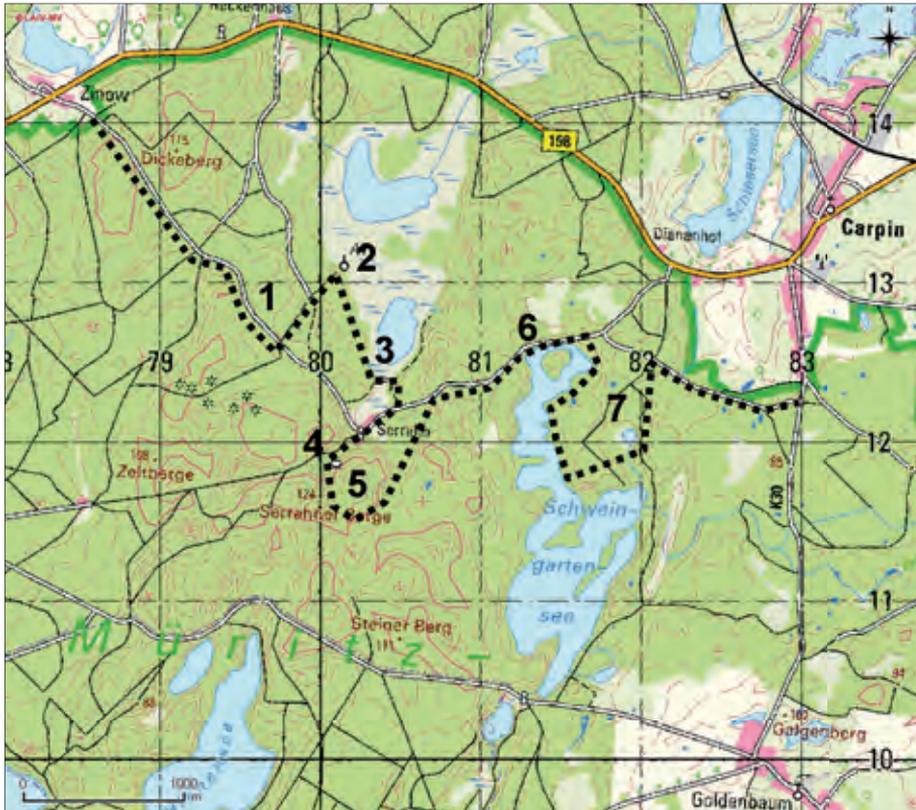


Abb. 2: Geplante Exkursionsroute durch das Teilgebiet Serrahn des Müritz-Nationalparks mit den im Text angegebenen Exkursionspunkten (Kartengrundlage TK 50, Amt für Geoinformation, Vermessungs- und Katasterwesen Mecklenburg-Vorpommern).

Exkursionspunkt ist ein etwa 200-jähriger Kiefernbestand an der Westseite des Großen Serrahn-Sees (1). Eine dichte Naturverjüngung von Eiche und Buche hat sich hier nach einem Bodenbrand in den 1960er Jahren eingestellt. Direkt anschließend ermöglicht eine Aussichtsplattform am Rand des Großen Serrahn-Sees einen Überblick über die unterschiedlichen Verlandungsgesellschaften, die im Zuge der Seespiegelabsenkung entstanden sind (2). Ein Holzsteg ermöglicht die Durchquerung des Verlandungsmoores am südlichen Ende des Sees (3). Unser Weg führt uns nun durch die Ortschaft Serrahn, in welcher die Nationalparkverwaltung einen Stützpunkt und ein Informationszentrum unterhält. Nächster Exkursionspunkt ist das Klockenbruch (4), an welchem die Eigenheiten der Genese des hydrogenetischen Moortyps Kesselmoor demonstriert werden können. Von hier aus begeben wir uns direkt in die südlich anschließende Buchen-Na-

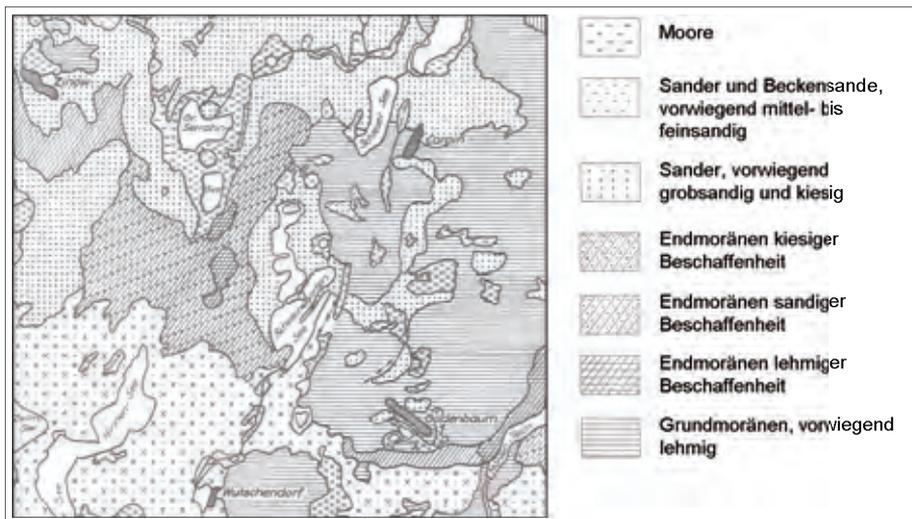


Abb. 3: Geologie des Exkursionsgebietes (Ausschnitt aus der geologischen Übersichtskarte von SCAMONI 1963)

turwaldzelle (5), welche sich derzeit überwiegend in der Altersphase oder der Zerfalls-/Verjüngungsphase befindet.

Letzter thematischer Schwerpunkt des Tages wird der Schweingarten-See und die ihn umgebenden Kesselmoore sein. Hier werden die Folgen der schwerwiegenden hydrologischen Eingriffe im Einzugsgebiet des Sees demonstriert und die Dynamik der Vegetationsentwicklung seit den Renaturierungsmaßnahmen der letzten zwei Jahrzehnte vorgestellt (6). Den Abschluss der Exkursion bildet der Schwarze See (7), welcher ein Kesselmoor mit Kolk darstellt. Hier kann die erfolgreiche Wiederverässerung der noch vor 17 Jahren nahezu vollständig bewaldeten, ehemals trockengelegten Moorfläche beobachtet werden. Die Tagesexkursion endet an der Straße zwischen Carpin und Goldenbaum.

## 2 Allgemeine Informationen zum Müritz-Nationalpark

Der Müritz-Nationalpark wurde 1990 im Rahmen des Nationalparkprogramms der DDR gegründet. Er erstreckt sich östlich der Müritz bis in den Feldberger Raum und besteht aus zwei Teilflächen (Teilgebiet Müritz 26 000 ha, Teilgebiet Serrahn 6 200 ha, Abb. 1). Während das Teilgebiet Müritz vorwiegend Sanderflächen des Pommerschen Eisvorstoßes umfasst, nimmt das Teilgebiet Serrahn vorwiegend Flächen im Bereich der Pommerschen Hauptendmoräne ein. Mit 143,5 m NN liegt hier auch der höchste Punkt des Nationalparks. Nach Süden

fällt das Gelände bis auf 58 m NN ab. Der Wasserhaushalt der Landschaft im Bereich der stärker reliefierten Endmoränen ist ursprünglich durch ausgedehnte Binnenentwässerungsgebiete gekennzeichnet, während die Sander durch mehr oder weniger tief in das Gelände eingesenkte Rinnen nach Süden zur Havel entwässern. Der Nationalpark beherbergt mehr als 100 Seen mit einer Größe über einem Hektar.

Als Substrate für die Bodenbildung spielen Geschiebemergel, Lehm und mehr oder weniger kies- und geröllreiche Sande eine Rolle (Abb. 3). Es dominieren Sandbraunerden, Podsole und Tieflehm-Fahlerden. Moorstandorte nehmen etwa 12 % der Nationalparkfläche ein. Die mittleren Jahresniederschläge schwanken zwischen 550 mm an der Müritz und 650 mm in Neustrelitz. Die Jahresmitteltemperatur beträgt knapp 8 °C.

Das Gebiet ist seit dem Neolithikum besiedelt. Etwa mit Beginn der Völkerwanderung erreichte die Buche ihre Massenausbreitung, so dass mit Beginn der slawischen Besiedlung das Gebiet von Kiefern-Eichenwäldern und Eichen-Buchenwäldern eingenommen wurde. Zu Beginn der deutschen Besiedlung im 11. bis 13. Jahrhundert waren insbesondere die Sandstandorte entwaldet, während auf den sandig-lehmigen Moränen sich die von der Buche beherrschten Wälder länger halten konnten. Mit dem ausgehenden Mittelalter war das ganze Gebiet jedoch weitgehend entwaldet. Zum Ende des 18. Jahrhundert begann eine systematische Aufforstung der während der hochmittelalterlichen und neuzeitlichen Wüstungsperioden aufgelassenen Flächen mit Kiefern. Spätestens mit der deutschen Besiedlung erfolgten erste Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt. Zunächst dominierten Mühlenstau, also die Anhebung des Grundwasserspiegels. Später erfolgte die Auflösung der Binnenentwässerungsgebiete und damit die Absenkung der Seespiegel. 1884 ließ der Großherzog von Mecklenburg-Strelitz im Teilgebiet Serrahn des heutigen Nationalparks ein Wildgatter einrichten. Teilflächen im Müritz-Gebiet wurden bereits im Zweiten Weltkrieg militärisch genutzt. Nach 1945 und bis 1993 existierte hier ein ausgedehntes militärisches Übungsgebiet.

Erste Schutzbemühungen reichen bis in die Zeit vor dem Zweiten Weltkrieg zurück: Am Ostufer der Müritz wurde bereits 1931 das 280 ha große NSG „Müritzhof“ auf der Müritztterrasse gegründet. Die Schutzbemühungen kollidierten allerdings mit den Jagdinteressen des Leipziger Verlegers Dr. Herrmann. Dieser hatte zwischen 1927 und 1930 die Rittergüter Federow, Schwarzenhof und Speck gekauft und ein großzügiges Jagdgatter errichten lassen. 1949 wurde hier nach dessen Enteignung das Naturschutzgebiet „Ostuf der Müritz“ einstweilig sichergestellt und 1961 endgültig festgesetzt. Im Teilgebiet Serrahn wurde 1952 das Naturschutzgebiet „Großer Serrahn und Schweingarten-See“ ausgewiesen. Ausschlaggebend für die Schutzbemühungen war zunächst der faunistische Reichtum, repräsentiert z. B. durch den Kranichrastplatz an der Müritz sowie die

Brutreviere von See- und Fischadler an den Serrahner Seen und im Hinterland der Müritz. Zudem spielten auch landschaftsästhetische Motive eine Rolle.

Seit den 1970er Jahren wurde am Ostufer der Müritz eine staatliche Jagdwirtschaft eingerichtet, auch im Teilgebiet Serrahn dominierten zunehmend ebenfalls jagdliche Interessen. Doch gelang es hier, die 1961 als Totalreservat gegründete Naturwaldzelle weitgehend ohne schwerwiegende Eingriffe aufrecht zu erhalten. Insgesamt sind 15 ehemalige Naturschutzgebiete mit einer Gesamtfläche von 7 523 ha im Müritz-Nationalpark aufgegangen.

Gegenwärtig werden 72 % des Müritz-Nationalparks von Wäldern eingenommen. Davon sind bisher 50 % bereits nutzungsfrei. In 10 Jahren werden voraussichtlich mehr als 75 % frei von materiellen Nutzungen sein. Von den Seen werden 88 % noch fischereilich genutzt. Sowohl im Teilgebiet Serrahn des Nationalparks als auch im Teilgebiet Müritz wurden großflächige Jagdruhezonen ausgewiesen. Außerhalb der Jagdruhezonen erfolgt eine Wildbestandsregulierung nach wildbiologisch begründeten Methoden. Weiterhin liegen Wiesen und Weiden im Nationalpark, sie machen 5 % der Nationalparkfläche aus. Heute hat die touristische Nutzung Vorrang vor allen Formen materieller Nutzungen.

### 3 Flora und Vegetation des Exkursionsgebietes

#### 3.1 Flora

Entsprechend der pflanzengeographischen Gliederung Mecklenburg-Vorpommerns liegt der Müritz-Nationalpark in einem der Mischgebiete mit geringen Vorkommen ozeanischer und kontinentaler Arten (siehe Beitrag von MANTHEY in diesem Heft). Im Serrahn-Teilgebiet konnte von den euatlantischen Arten lediglich *Erica tetralix* im Großen Serrahner Bruch nachgewiesen werden. Beispiele des subatlantischen Elements sind *Lonicera periclymenum*, *Genista pilosa*, *Lycopodium inundatum* oder *Sarothamnus scoparius*. Pontische Arten erreichen das Gebiet nicht mehr, dagegen ist der Anteil borealer Arten durch die zahlreichen Moore und Kiefernforsten relativ hoch. Beispiele hierfür wären *Lycopodium annotinum*, *Scheuchzeria palustris*, *Carex limosa*, *Rhynchospora alba*, *Andromeda polifolia*, *Ledum palustre*, *Linnaea borealis* oder *Lysimachia thyrsoiflora*. Vertreter des mitteleuropäischen Florenelementes sind neben den wichtigen Baumarten *Fagus sylvatica* und *Quercus petraea* z.B. *Melica uniflora*, *Dentaria bulbifera* oder *Festuca altissima*.

### 3.2 Vegetation

Die Nomenklatur der Vegetationstypen in den folgenden Ausführungen folgt durchgängig BERG et al. (2004).

Im Nordwesten des Teilgebietes Serrahn dominieren Kiefernforste unterschiedlicher Ausprägung die anhydromorphen Standorte der Sanderflächen und sandigen Endmoränen (Abb. 4, Exkursionspunkt 1). Pflanzensoziologisch lassen sich diese Forsten dem Beerstrauch-Kiefernwald (*Vaccinio myrtilli-Pinetum sylvestris*) zuordnen, in dem *Vaccinium myrtillus* oder *Deschampsia flexuosa* mit wechselnden Anteilen die Feldschicht dominieren. Ebenfalls hohe Deckungswerte erreicht die Mooschicht mit *Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi*, *Dicranum scoparium*, *D. polysetum* oder auch *Hylocomium splendens*. Daneben finden sich eine Reihe weiterer anspruchsloser, azidophiler Bodenpflanzen wie *Oxalis acetosella*, *Luzula pilosa*, *Anthoxanthum odoratum* oder *Melampyrum pratense*. Die sich meist rasch einstellende Naturverjüngung, die überwiegend aus Eichen und Buche besteht, zeigt den zu erwartenden Sukzessionsverlauf in Richtung Zwischen- bzw. Klimaxwäldern an (siehe Abb. 5).

Südlich und östlich des Großen Serrahn-Sees sowie im Einzugsgebiet des Schweingarten-Sees befinden sich ausgedehnte Buchenwälder, die sich größtenteils seit mehr als einem halben Jahrhundert frei von Nutzungseinflüssen entwickeln konnten (Exkursionspunkt 5). Die vorherrschende Waldgesellschaft auf den Sandstandorten ist der Schattenblümchen-Buchenwald (*Vaccinio myrtilli-Fagetum sylvaticum*), welcher die vikariierende Tieflandsgesellschaft des *Luzulo-Fagetum* darstellt und auf mäßig frischen Standorten der Nährkraftstufen Z oder M (ziemlich arm bzw. mittel) den Klimaxwald bildet. Die Feldschicht dieses Waldtyps ist ausgesprochen artenarm und kann streckenweise völlig fehlen. Typische Arten sind *Maianthemum bifolium*, *Deschampsia flexuosa*, *Luzula pilosa*, *Anemone nemorosa*, *Oxalis acetosella* oder *Vaccinium myrtillus*. Die in diesen Beständen als regelmäßiger Begleiter der dominierenden Buche auftretenden älteren Individuen von Traubeneiche und Waldkiefer sind als Relikte vergangener Waldnutzungsformen bzw. als Zwischenwaldarten aufzufassen, was durch das nahezu vollständige Fehlen dieser Baumarten in der aktuellen Naturverjüngung belegt wird.

Auf kräftigen Standorten der Grund- und Endmoränen östlich bzw. westlich des Schweingarten-Sees mit höheren Feinbodenanteilen wächst der Waldmeister-Buchenwald (*Asperulo odoratae-Fagetum sylvaticae*), in dem andere Gehölzarten kaum in nennenswerten Anteilen vertreten sind. In der Feldschicht finden sich neben Arten des Schattenblümchen-Buchenwaldes eine Reihe von Kräutern und Gräsern mit höheren Nährstoffansprüchen (z. B. *Melica uniflora*, *Galium odoratum*, *Lamium galeobdolon* agg., *Carex sylvatica*, *Festuca gigantea*, *Scrophularia nodosa*, *Stachys sylvatica*).

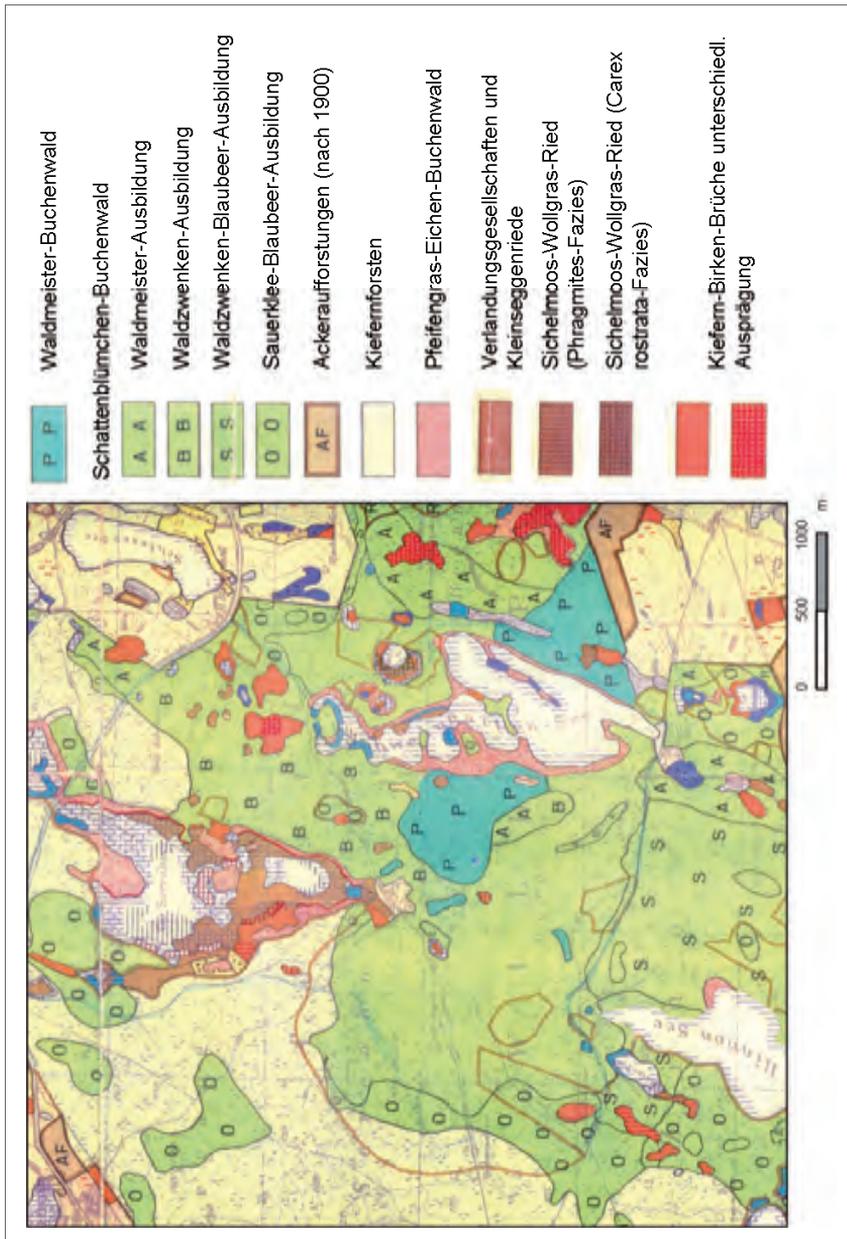


Abb. 4: Ausschnitt aus der Vegetationskarte von SCAMONI (1963). Die Bezeichnungen der Vegetationseinheiten wurde verändert und an die Nomenklatur von BERG et al. (2004) angepasst.

Auf grundwassernahen Sanden, meist in der Umgebung von Seen, trifft man mit dem Pfeifengras-Eichen-Buchenwald (*Lonicero periclymeni-Fagetum sylvaticae*) eine naturnahe Waldgesellschaft an, in der neben der vorherrschenden Buche als Begleitgehölze die Kiefer (*Pinus sylvestris*), Stieleiche (*Quercus robur*)

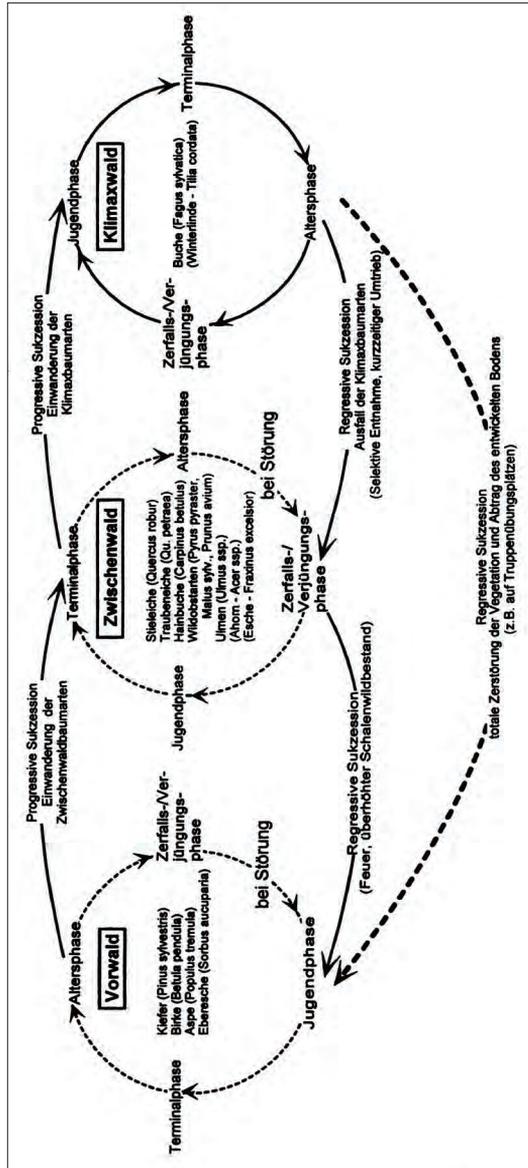


Abb. 5: Sukzessionsschema sandiger Moränenstandorte im Nordostdeutschen Tiefland (nach JESCHKE 1999).

und Sandbirke (*Betula pendula*) regelmäßig auftreten. An Seeufern mit periodisch wechselnden Wasserständen zeigt insbesondere die Kiefer eine vitale Naturverjüngung, was z. B. am Ufer des Schweingarten-Sees gut zu beobachten ist.

Auf organischen Böden nasser Standorte finden sich Bruchwälder, die in Abhängigkeit von der Basen- und Nährstoffversorgung entweder als Kiefern-Birken-Brüche (oligo- bis mesotroph, sauer) oder als Erlenbrüche (meso- bis

eutroph, subneutral) ausgebildet sind. Letztere spielen allerdings im Exkursionsgebiet nur eine untergeordnete Rolle und sind auf schmale Uferbereiche des Schweingarten-Sees beschränkt, wo sie aufgrund der jüngsten Wasserstandsanhörungen durch Ablösung größerer Torfflächen schwimmende Inseln bilden.

Die Kiefern-Birken-Brüche dagegen finden sich verbreitet in den Verlandungs- und Kesselmooren des Gebietes (Exkursionspunkte 2, 3, 4, 6), wobei Dichte und Höhe der Bäume je nach Tragfähigkeit des Untergrundes stark variieren können. Die Tragfähigkeit wiederum wird durch die Tiefe der Torfschicht sowie durch die vorherrschende Wasserstufe beeinflusst. Unter oligotroph-sauren und sehr nassen Bedingungen (Wasserstufe 5+) stellt sich das Wollgras-Kiefern-Gehölz (*Eriophoro-Pinetum sylvestris*) ein, welches als hochstete Arten *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccus*, *V. myrtillus*, *V. uliginosum*, *Molinia caerulea*, *Andromeda polifolia*, *Dryopteris dilatata*, *Sphagnum recurvum* agg. (hauptsächlich *S. fallax*), *Aulacomnium palustre* und *Pleurozium schreberi* enthält. Da auf diesen instabilen Standorten größere Bäume oft wegen ihres Gewichtes umstürzen, handelt es sich um lichte, oft nur stubenhohe Gehölzbestände.

Wenn diese oligotrophen Standorte infolge schwacher Entwässerung oder aufgrund natürlicher Verlandungsvorgänge etwas trockener werden (Wasserstufen 4+ oder 3+), stellt sich das Sumpfporst-Kiefern-Gehölz (*Ledo palustris-Pinetum sylvestris*) ein. Der namensgebende, subkontinental-boreal verbreitete Sumpfporst (*Ledum palustre*) bildet oft eine geschlossene Strauchschicht in durch Kiefern und Birken aufgebauten Moorwäldern, deren Feld- und Mooschicht ansonsten dem Wollgras-Kiefern-Gehölz weitgehend gleicht.

Die offenen Moorflächen der Verlandungs- und Kesselmoore weisen eine relativ große Vielfalt an Vergesellschaftungen auf und stellen gemeinsam mit den Moorgehölzen floristisch die wohl interessantesten Lebensräume des Exkursionsgebietes dar (Exkursionspunkte 2, 3, 4, 6, 7). Sie lassen sich den beiden Klassen der offenen, ungenutzten Moore (*Oxycocco-Sphagnetea* und *Parvo-Caricetea*) zuordnen. Unter oligotroph-sauren Bedingungen findet sich in den am stärksten nährstoffverarmten Zentren mancher Kesselmoore der Bunte Torfmoos-Rasen (*Sphagnetum magellanicum*) bzw. der Bunte Sumpfporst-Torfmoosrasen (*Sphagno magellanicum-Ledetum palustre*). Es handelt sich um schwach reliefierte Rasen, in denen rote Torfmoose wie *Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum* oder *S. capillifolium* mittlere Deckungen erreichen. Vereinzelt tritt auch *Sphagnum fuscum* als Bultbildner auf. Die dominierende Torfmoosart dieser Gesellschaften, wie auch des flächenmäßig wichtigeren Grünen Torfmoos-Wollgras-Rasens (*Sphagno recurvi-Eriophoretum vaginati*), ist allerdings *Sphagnum fallax*. Eine ausgesprochene Schwingrasen- und Schlenkengesellschaft der oligo- bis mesotrophen Standorte mit saurer bis subneutraler Bodenreaktion stellt der Schlammseggen-Blasenbinsen-Schwingrasen (*Carici limosae-Sphagnetum recurvi*) dar. Charakteristische Arten sind hier *Carex limosa*, *Rhynchospora alba*, *Scheuchzeria palustris* und

*Sphagnum cuspidatum*. Diese Gesellschaft leitet zu den Rieden und Röhrichten mesotropher Niedermoore über, die insbesondere am Großen Serrahn-See weitläufig ausgebildet sind, aber auch die Randbereiche der Kesselmoore kennzeichnen. Wichtigste Gesellschaft ist das Sichelmoos-Wollgras-Ried (*Sphagno recurvi-Caricetum rostratea*), welches unter mesotroph-sauren Bedingungen eine mehr oder weniger geschlossene Torfmooschicht aus *Sphagnum fallax*, *S. flexuosum*, *S. angustifolium*, *S. cuspidatum*, *S. subnitens* u. a. aufweist. Die Gesellschaft kann in Form von Dominanzbeständen von *Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*, *C. nigra*, *Eriophorum angustifolium*, *Molinia caerulea* oder auch *Phragmites australis* ausgebildet sein.

Wenn eine verbesserte Basenversorgung zu mesotroph-subneutralen Standortbedingungen führt, treten von Braunmoosen dominierte Riede und Röhrichte auf (wichtige Gattungen: *Drepanocladus*, *Calliergonella*, *Calliergon*). Eine auch im moorreichen Mecklenburg-Vorpommern sehr seltene und vom Verschwinden bedrohte Gesellschaft, die am Großen Serrahn-See nachgewiesen wurde, ist das Wasserschlauch-Fadenseggen-Ried (*Caricetum lasiocarpae*). Es handelt sich um eine sehr nasse Ausbildung, in der mit *Utricularia minor*, *U. intermedia*, *Pedicularis palustris*, *Sphagnum contortum*, *Drosera intermedia* oder auch *Hammarbya paludosa* ausgesprochene floristische Raritäten auftreten können. Eng verzahnt mit dieser Gesellschaft tritt auch das Schilf-Schneiden-Ried (*Cladietum marisci*) im Verlandungsmoor des Großen Serrahn-Sees auf. Die durch *Cladium mariscus* dominierten Bestände sind leicht an ihrer dunkleren Farbe erkenntlich (Exkursionspunkt 2).

## 4 Hydrologische Veränderungen der Wassereinzugsgebiete im Exkursionsgebiet Serrahn

Das ursprüngliche Gewässernetz kann nur bedingt an Hand der Schmettau'schen Karte aus dem Ende des 18. Jahrhunderts rekonstruiert werden, denn es hatten bereits erste Eingriffe in das als ursprünglich abflusslos geltende Gewässernetz stattgefunden (Abb. 6). Nach dieser Darstellung war der Große Serrahn-See jedoch noch abflusslos, ebenso das Kiebitzmoor auf der Nordwestseite des Sees. Auf Grund der Höhenverhältnisse ist anzunehmen, dass der Wasserüberschuss des Großen Serrahn-Sees nach Norden unterirdisch zum Kleinen Serrahn abströmte. Der Seespiegel muss etwa 1 m über dem heutigen Niveau gelegen haben.

Der Schweingarten-See hatte dagegen an seiner Südwest-Ecke bereits einen Abfluss. Die Geländesituation spricht dafür, dass hier ursprünglich vielleicht ein nur zeitweise aktiver Überlauf vorhanden war, der dann jedoch im Zusammen-

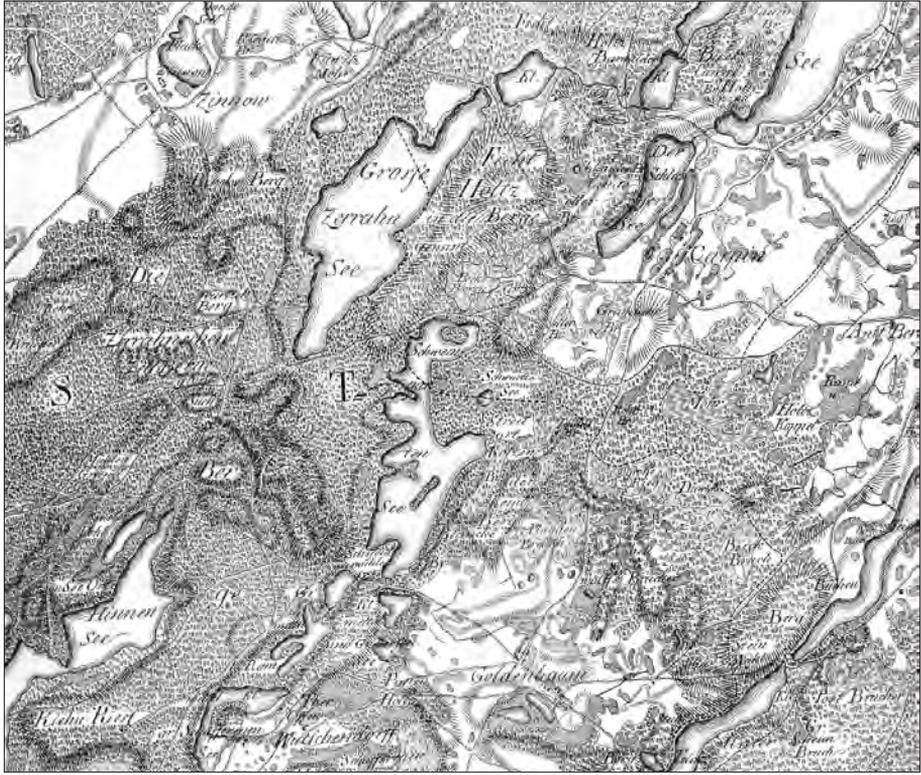


Abb. 6: Ausschnitt aus der Schmettau'schen Karte (erschienen 1798) (aus ENGEL 1963).

hang mit dem Mühlenbetrieb, vermutlich bereits im 17. Jahrhundert erweitert und vertieft worden ist.

Die sich nördlich vom Schweingarten-See befindlichen Kesselmoore Moosbruch und Bixbeerenbruch sowie die weiter nördlich gelegenen Kesselmoore, die heute alle miteinander verbunden sind, entwässerten jedoch noch nicht über Gräben in den Schweingarten-See. Auf der Ostseite bestand bereits eine Verbindung zwischen dem Kotzenbruch und dem Schweingarten-See und es gab offensichtlich auch ein natürliches Gerinne, dass das aus dem Zwischenabfluss resultierende Überschusswasser aus dem Waldgebiet zwischen der Goldenbaumer Landstraße und dem Schweingarten-See in das Kotzenbruch abführte. Ebenso war bereits eine Verbindung zwischen dem Schwarzen See und dem Schweingarten-See hergestellt worden. Insgesamt muss jedoch auch der Schweingarten-See damals, d. h. in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts, ein Seespiegelniveau ähnlich dem aktuellen gehabt haben.

Im 19. Jahrhundert begann dann eine intensive Phase der Entwässerung der Moore. Nach der Herstellung einer Grabenverbindung zwischen Kleinem und

Großem Serrahn, der Kleine Serrahn hatte einen natürlichen Abfluss zum Rödliner See und zum Nonnenbach, wurde auch der ursprünglich abflusslose Thurower See über einen tiefen Graben mit dem Kiebitz-Moor und über tief im Erdreich verlegte Rohrleitungen weiter mit dem Scharmünzel-See und schließlich mit dem Großen Serrahn-See verbunden. Das hatte dramatische Folgen, vor allem für den Großen Serrahn, dessen Seespiegel um etwa 1 m abgesenkt wurde. Auf der Westseite des Sees fiel ein Randmoor trocken. Das nach der Schmettau'schen Karte ursprünglich nur locker mit kleinen Bäumen besetzte Moor wird heute von einem geschlossenen Pfeifengras-Kiefern-Birkenwald eingenommen. Das Torflager ist zum Teil bereits aufgebraucht. Die Seespiegelabsenkung bewirkte eine sprunghafte Ausbreitung eines Verlandungsmoores und die damit verbundene Verkleinerung der offenen Wasserflächen. Im Bereich des Großen Serrahn-Sees existieren heute zwei Restwasserflächen. Davon hat die südliche Wasserfläche, heute der tiefere Serrahner Haussee, den Charakter eines Kesselmoor-Kolks, der von einem relativ stabilen Schwingmoor umgeben ist. Der nördliche und wesentlich flachere Restsee unterliegt dagegen einer fortschreitenden Verlandung. Dieses Verlandungsmoor, das heute etwa 80 % des ehemaligen Großen Serrahn-Sees einnimmt, ist also in den vergangenen 200 Jahren entstanden.

Im Waldgebiet östlich des Schweingarten-Sees wurden im 19. Jahrhundert nahezu alle „Feuchtbioptope“, darunter sollen hier sowohl Kesselmoore als auch Stauwasser-Versumpfungsmoore und Stauwassertümpel zusammengefasst werden, über ein Grabennetz und teilweise auch über Rohrleitungen an das Kotzenbruch angeschlossen.

## **5 Hydrogenetische und ökologische Moortypen im Müritz-Nationalpark**

Unter Mooren sollen Torflager mit einer torfbildenden Vegetation verstanden werden. Einbezogen werden jedoch auch solche Torflager, die in den vergangenen Jahrhunderten entwässert wurden und gegenwärtig keine nennenswerten torfbildenden Vegetationsformen aufweisen, in denen jedoch durch Wiedervernässung eine Torfbildung wieder angeregt werden kann. Im Gebiet des heutigen Müritz-Nationalparks wurde seit den 1980er Jahren systematisch an der Revitalisierung von Mooren gearbeitet, die durch frühere Entwässerungsmaßnahmen geschädigt wurden.

Die Moore nehmen im Müritz-Nationalpark etwa 12 % der Fläche ein. Mit Ausnahme der Hochmoore im engeren Sinne, d.h. ausschließlich durch Regenwasser gespeiste Regenmoore, und der Überflutungsmoore sind im Nationalpark alle wesentlichen ökologischen (trophischen) und hydrogenetischen Moortypen vertreten. Sie sollen hier kurz vorgestellt werden. Die Trophie der Moore wird

Tab. 1: Ökologische Moortypen in Mecklenburg-Vorpommern, charakterisiert durch Trophie- und Säure-Basen-Stufen (nach SUCCOW & JOOSTEN 2001).

Trophiestufen	Säure-Basen-Stufe		
	sauer <i>pH</i> < 4,8	subneutral <i>pH</i> 4,8–6,4	alkalisch <i>pH</i> > 6,4
oligotroph <i>Nc</i> % < 3,0 <i>C/N</i> > 33	(SAUER-) ARMMOOR Zwergstrauch- Wollgras- Torfmoosrasen		
mesotroph <i>Nc</i> % 3,0–4,9 <i>C/N</i> 33–20	SAUER- ZWISCHENMOOR Torfmoos-Seggenriede	BASEN- ZWISCHENMOOR Braunmoos- Seggenriede	KALK- ZWISCHENMOOR Braunmoos- Seggenriede
eutroph <i>Nc</i> % > 4,9 <i>C/N</i> < 20	REICHMOOR Röhrichte, Großseggenriede, Erlenbrüche		

durch das N/C –Verhältnis im Torf und den Säure-Basenstatus bestimmt (vgl. Tab. 1). In Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt im Torf, bezogen auf den Kohlenstoff, unterscheiden wir oligotrophe Armmoore, mesotrophe Zwischenmoore und eutrophe Reichmoore. Hinsichtlich des Säure-Basenstatus sind Armmoore in jedem Falle sauer, dagegen können Zwischenmoore und Reichmoore jeweils in drei Säure-Basenstufen auftreten: sauer, subneutral (basisch) und kalkhaltig.

In Abhängigkeit von der Herkunft des das Moor ernährenden Wassers und dessen Beweglichkeit können die Moore im Müritz-Nationalpark mehreren hydrogenetischen Moortypen zugeordnet werden (Abb. 7).

**Stauwasser-Versumpfungsmoore** sind im Bereich der geringer reliefierten Grundmoräne östlich des Schweingarten-Sees verbreitet. In flachen, ursprünglich meist abflusslosen Geländedellen haben sich durch Oberflächenwasser und Zwischenabfluss ernährte Torflager entwickelt. Der Wasserhaushalt dieser Stauwasser-Versumpfungsmoore ist in Abhängigkeit vom Niederschlagsgeschehen stärkeren Schwankungen unterworfen. Die torfbildende Vegetation rekrutiert sich aus mesotrophen Torfmoos-Seggenrieden und Torfmoos-Birkenbrüchen oder eutrophen Röhrichten und Erlenbruchwäldern. Die Torfmächtigkeit überschreitet seltener 1 bis 2 m.

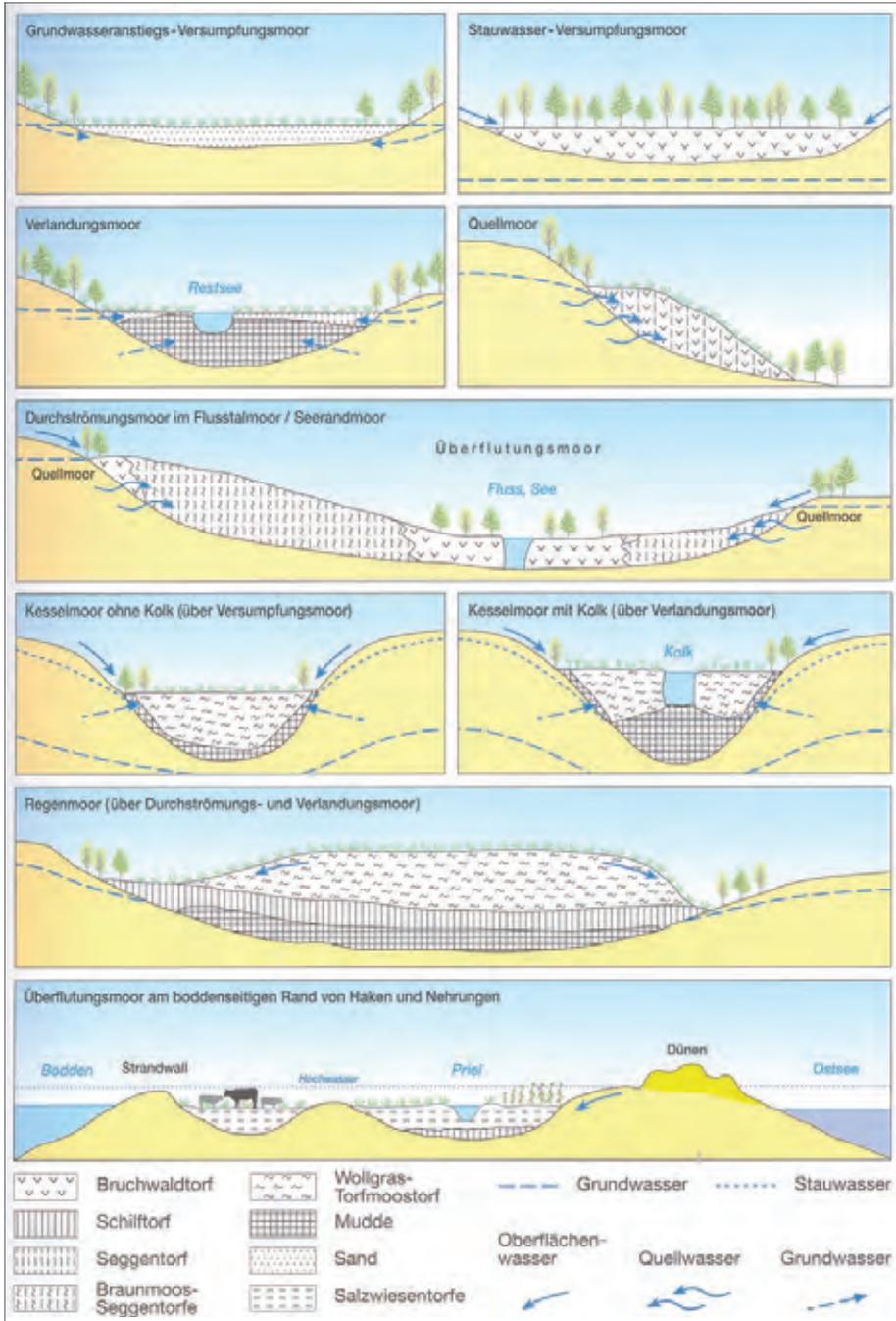


Abb. 7: Übersicht der hydrogenetischen Moortypen Mecklenburg-Vorpommerns (nach JESCHKE et al. 2003)

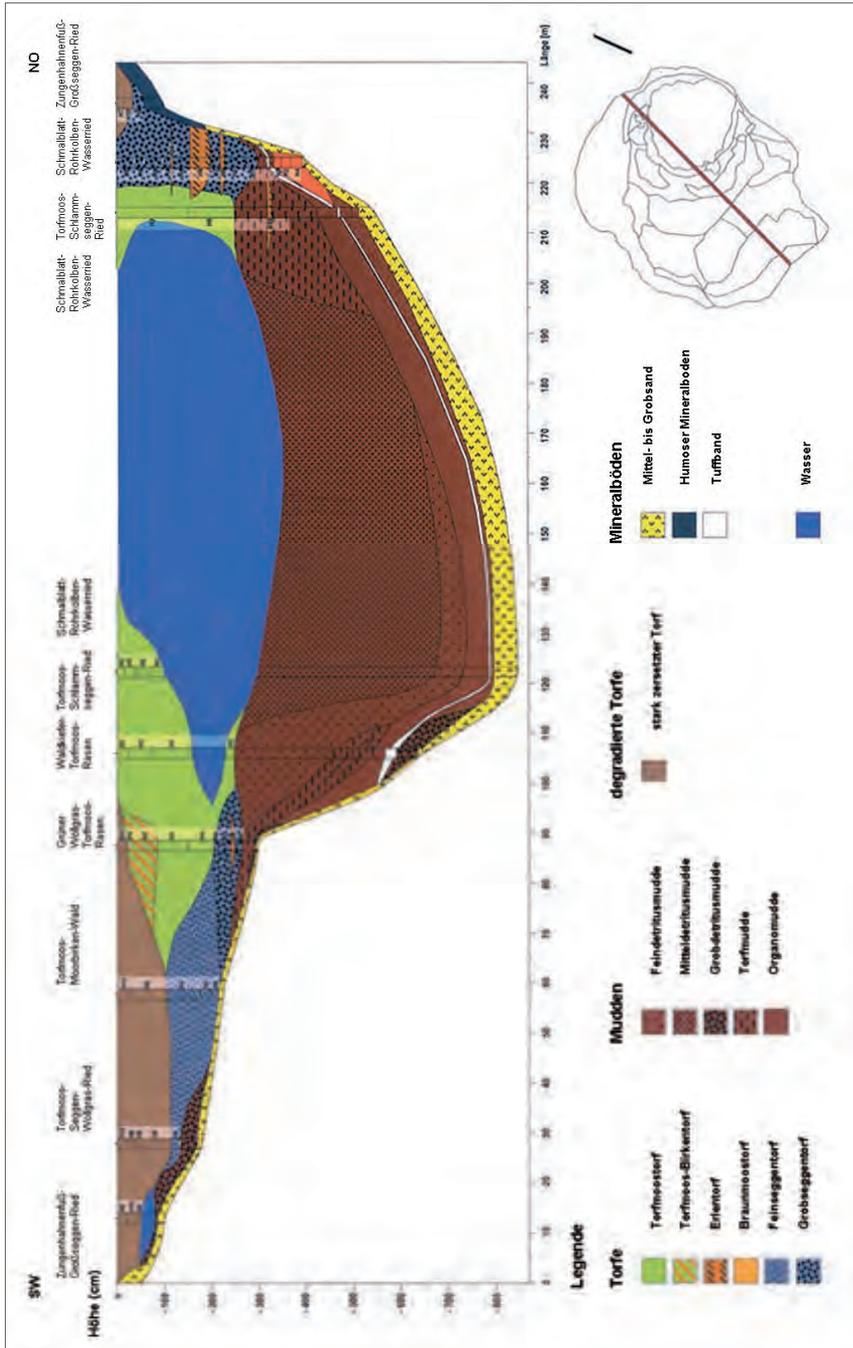


Abb. 8: Profilschnitt durch den Schwarzen See (aus GALZ 2004).

Viel seltener sind in den Sandergebieten solche aus Versumpfungen durch einen Grundwasseranstieg hervorgegangene Torflager. Wir nennen sie **Grundwasser-Versumpfungsmoore**. Aufgrund der in den vergangenen Jahrzehnten gefallenen Grundwasserspiegel sind diese Torflager meist ausgetrocknet und in der Regel bewaldet.

Im Bereich der stärker reliefierten Endmoränen dominieren **Kesselmoore** (Exkursionspunkte 4, 6, 7). Kesselmoore werden hauptsächlich durch den Zwischenabfluss ernährt. Der Wasserhaushalt ist ausgeglichener. In Nässephasen kann der Torfkörper in der Regel aufschwimmen und es entsteht an der Grenze zum Mineralboden ein Wasserring. Die torfbildende Vegetation wird von Torfmoos-Seggenrieden und Torfmoos-Wollgrasrieden gebildet. Im Zentrum größerer Kesselmoore können, da der Torfkörper des wachsenden Moores das Mineralbodenwasser filtert, oligotrophe Bedingungen herrschen, so dass sich Torfmoos-Bult- und Schlenkengesellschaften einstellen, welche auch für ausschließlich niederschlagsernährte Regenmoore (Hochmoore) charakteristisch sind. Das Klockenbruch (Exkursionspunkt 4) ist mit einer Torfmächtigkeit von 8 m eines der tiefsten Kesselmoore des Gebietes. Bemerkenswert ist hier, dass die Bildung der Torfmoos-Seggenried-Torfe und Torfmoos-Wollgras-Torfe unmittelbar auf dem mineralischen Untergrund des Kessels einsetzte.

Besonders interessant sind Kesselmoore, die einen mehr oder weniger zentral gelegenen Kolk aufweisen. Der Schwarze See östlich des Schweingarten-Sees ist ein besonders eindrucksvolles Beispiel dieses hydrogenetischen Moortyps (Exkursionspunkt 7). Der Schichtenaufbau des Moores verrät seine Entwicklungsgeschichte (Abb. 8): Ein flacher Kesselsee, in dem sich mächtige Mudde-schichten abgelagert hatten, verlandete bis auf eine Restwasserfläche, dann setzte das Kesselmoorwachstum ein. Über den Verlandungstorfen wuchsen dann, meist im jüngeren Subatlantikum beginnend, die Torfmoos-Wollgrasried-Torfe des Kesselmoores auf. Die Restwasserfläche blieb dabei mehr oder weniger unverändert als Moorkolk erhalten. Nur in Trockenphasen, wie sie durch Entwässerungsmaßnahmen ausgelöst wurden, konnten sich als Ergebnis der Verlandung Schwingmoorgürtel ausbilden. Die nahezu vollständig durch Birken-Bruchwald bestandenen Moorflächen an der Westseite des Moores, die sich ebenfalls im Zuge der Entwässerung gebildet hatten, sind aufgrund der Renaturierungsmaßnahmen (Wasserspiegelanhebung) heute wieder fast vollständig gehölzfrei (Abb. 9)

**Verlandungsmoore** sind an offene Gewässer gebunden. Das überzeugendste Beispiel eines solchen Verlandungsprozesses stellt das Große Serrahnbruch dar (Exkursionspunkte 2 und 3). In Abhängigkeit von der Wasserversorgung bzw. der Wasserqualität des Ausgangsgewässers rekrutiert sich die torfbildende Vegetation der Verlandungsmoore aus mesotraphenten bis eutraphenten Vegetationsformen.

Während Kesselmoore an die Endmoränenlandschaften gebunden sind, befin-

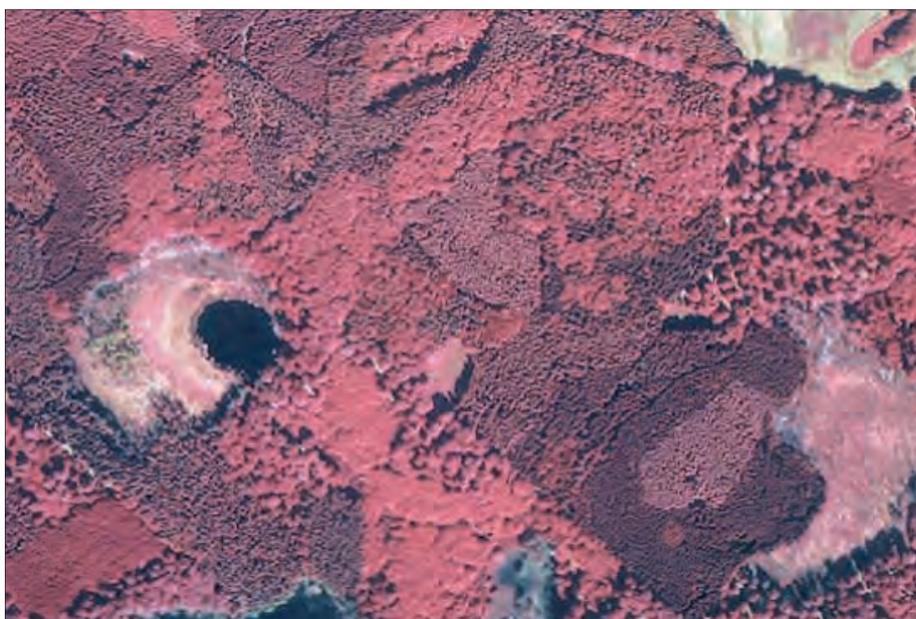
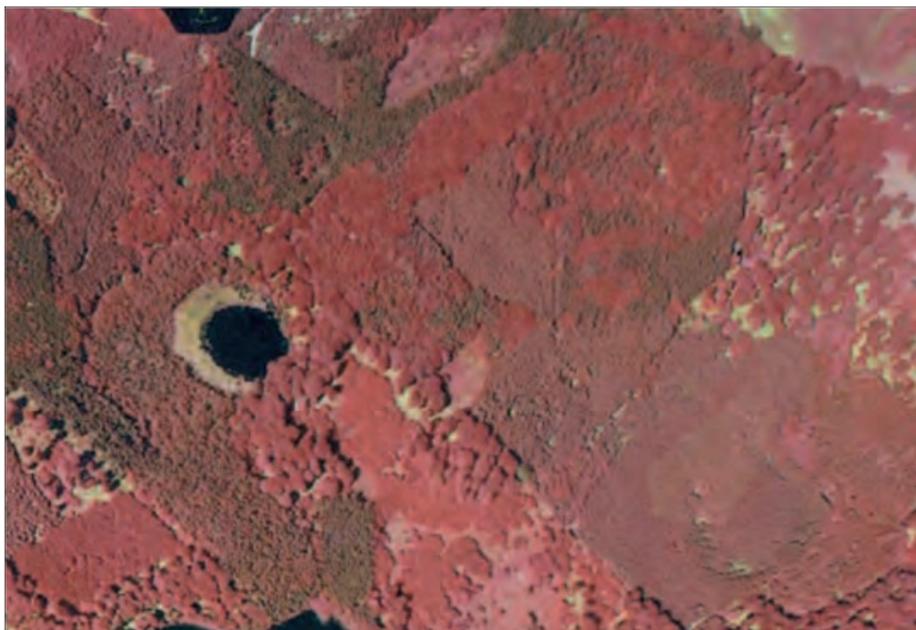


Abb. 9: Luftbilder des Schwarzen Sees, oben 1991, unten 2003 (Berliner Spezialflug und Hansa Luftbild). Deutlich zu erkennen ist die Vergrößerung der baumfreien Fläche im Westen des Moorkolks als Folge der Wasserspiegelanhebung.

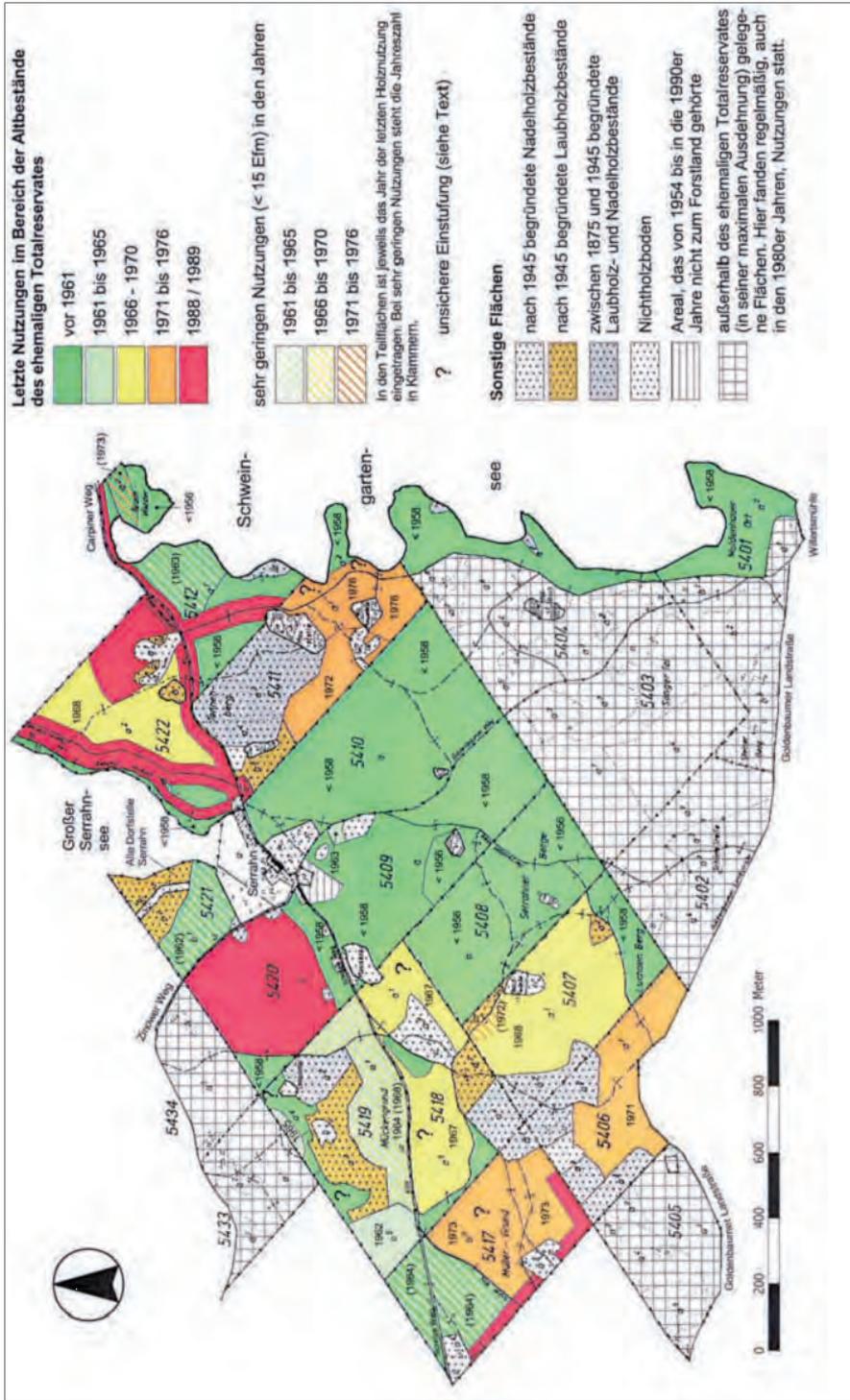


Abb. 10: Karte der letzten forstlichen Nutzungen im Serrahn-Gebiet (aus: TEMPEL et al. 2003).

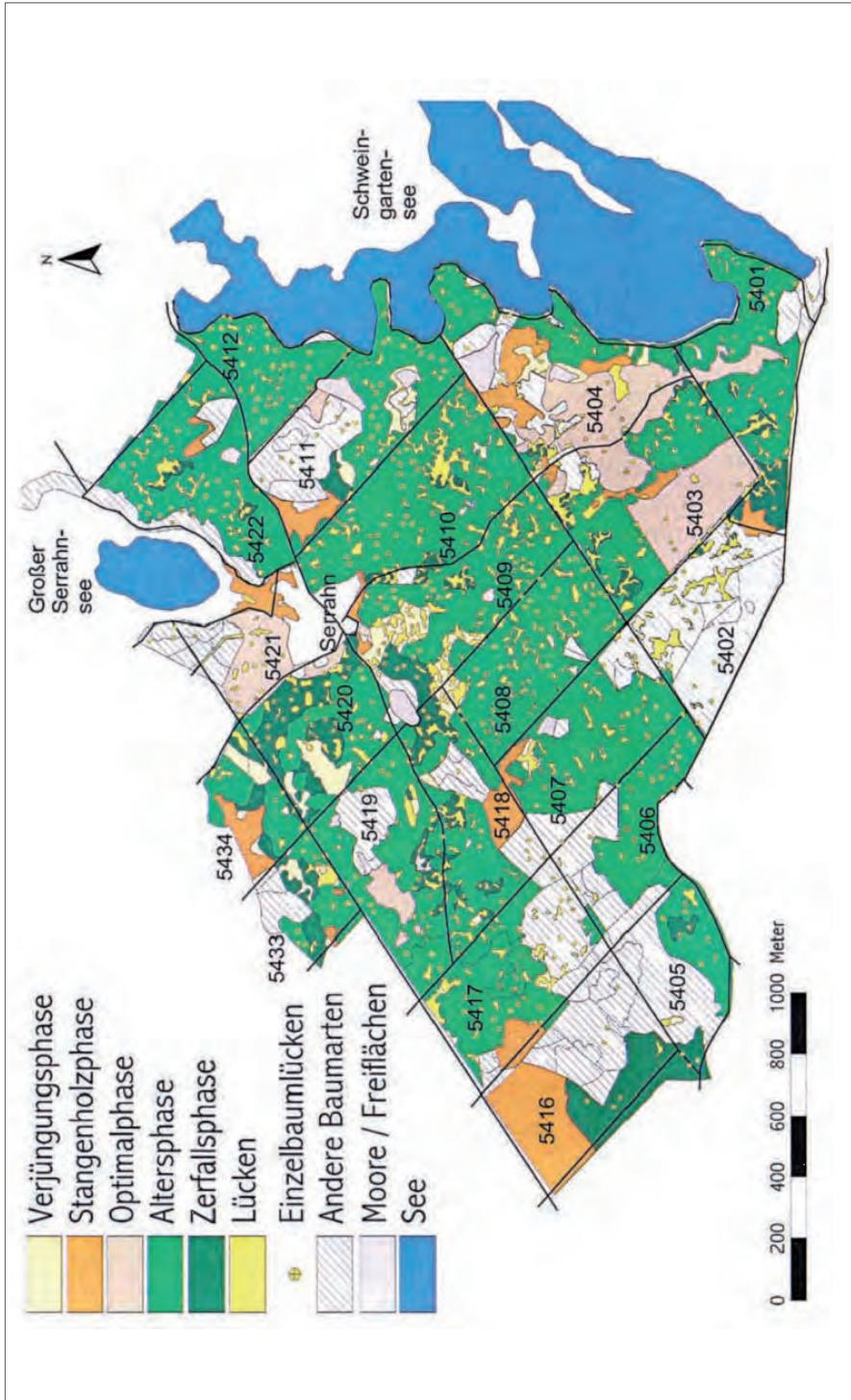


Abb. 11: Waldtexturkarte des Serrahn-Gebietes (aus: TEMPEL et al. 2003).

den sich die vorwiegend durch Grundwasser ernährten **Quell- und Durchströmungsmoore** im Müritz-Nationalpark im Bereich der Rinnen und Täler, welche im Wurzelbereich der Sander beginnen. Aufgrund des kalkreichen Grundwassers in der nordostdeutschen Jungmoränenlandschaft treten als torfbildende Vegetationsformen vorwiegend Braunmoos-Seggenriede auf. Im Serrahnteil des Müritz-Nationalparks sind sie allerdings selten und wurden wegen ihrer guten Nutzbarkeit als Wiesen oder Weiden meist früh entwässert. Die Oberfläche der Durchströmungsmoore ist geneigt, vom quelligen Moorrand neigt sich das Moor in Richtung seines Abflusses. Als ein allerdings nicht sehr typisches Beispiel sei hier auf das Kotzenbruch verwiesen. Im Sander haben kleinere Durchströmungsmoore oft keinen oberirdischen Abfluss, sondern das Überschusswasser versickert einfach im angrenzenden Mineralboden.

Ebenso selten wie Durchströmungsmoore sind großflächigere **Quellmoore**. Sie entwickeln sich an den Austrittsstellen gespannten Grundwassers und tragen in der Regel eine mehr oder weniger eutrophe Vegetation (Großseggenriede, Erlenbruchwälder).

## 6 Die Buchen-Naturwaldzelle Serrahn

Die neuzeitliche Forst- und Nutzungsgeschichte des Serrahn-Gebietes wurde durch TEMPEL (2003) aufgearbeitet. Danach handelte es sich im 16. Jahrhundert um einen Eichen-Kiefernwald, welcher durch Waldweide sowie Schäferei stark beeinflusst war. Noch Ende des 17. Jahrhunderts hatten die Buchen nur einen geringen Anteil an der Baumschicht. Erst nach Ende des 30-jährigen Krieges konnte sich *Fagus sylvatica* in den Serrahnschen Bergen allmählich wieder ausbreiten. Vom Ende des 18. Jahrhunderts bis zur ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts kam es dann zu großflächigen Buchennaturverjüngungen, aus denen die heutigen Altbuchenbestände erwachsen sind. Noch immer finden sich aber mit eingestreuten Traubeneichen und Altkiefern zahlreiche Zeugen der Zeit vor 1850, in der das Waldbild durch diese Arten bestimmt wurde.

Bei der Errichtung des Wildparks durch den Großherzog von Mecklenburg-Strelitz 1948/49 bestand der Wald innerhalb des 2 150 ha umfassenden Zaunes aus 53 % Kiefern- sowie 47 % Laubholzbeständen. Während die Kiefern überwiegend den Altersklassen über 80 Jahren zuzuordnen waren, hatten die Laubholzbestände ihren Schwerpunkt in den jüngeren Altersklassen unter 60 Jahren. Die Rekonstruktion der Entwicklung nach 1945 ergab, dass auf mindestens 71 ha seit 1958 keine forstlichen Hiebsmaßnahmen stattgefunden haben (Abb. 10). Damit gehört die Fläche zu den in Deutschland am längsten nutzungsfreien Naturwaldreservaten und besitzt daher einen unschätzbaren Wert als wissenschaftliches Untersuchungsobjekt zur natürlichen Waldentwicklung.

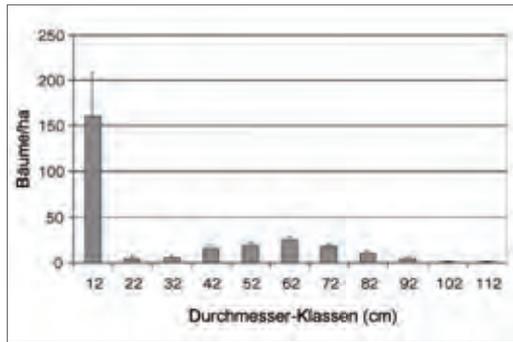


Abb. 12: Verteilung der Bäume auf die Durchmesser-Klassen innerhalb einer 8 ha großen Untersuchungsfläche in der Buchen-Naturwaldzelle Serrahn (verändert nach VON OHEIMB et al. 2005)

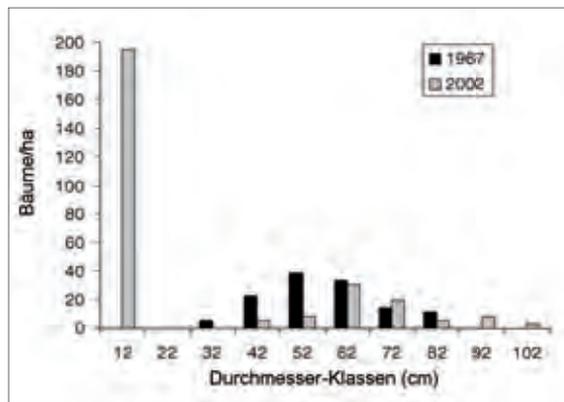


Abb. 13: Zeitliche Veränderung der Verteilung der Bäume auf die Durchmesser-Klassen innerhalb einer 0.36 ha großen Dauerfläche in der Buchen-Naturwaldzelle Serrahn (verändert nach VON OHEIMB et al. 2005).

Aktuelle Untersuchungen zur Struktur und Dynamik in einer 8 ha großen, genau kartierten Untersuchungsfläche innerhalb der Naturwaldzelle (VON OHEIMB et al. 2005; 2007) ergaben einen mittleren Bestandesvorrat von 605 m<sup>3</sup>/ha, eine Basalfläche von 33 m<sup>2</sup>/ha, ein mittleres Totholzvolumen von 94 m<sup>3</sup>/ha und eine mittlere Dichte von 263 lebenden Bäumen pro ha (über 7 cm Brusthöhendurchmesser). Die Dichte besonders mächtiger Altbäume mit über 80 cm BHD beträgt demnach 13 Stück/ha. Die Verteilungskurve der verschiedenen Baumstärke-Klassen ist zweigipfelig (Abb. 12), mit einem starken Gipfel in der jüngsten Klasse und einem zweiten in der Klasse 62 cm. Sie zeigt damit deutliche Abweichungen von typischen Verteilungskurven anderer Urwaldreservate, die eher einer negativen Exponentialfunktion folgen (z.B. KORPEL 1995, vgl. aber WESTPHAL et al. 2006). Eine 1967 angelegte Dauerfläche von 0,36 ha

Größe erlaubte die exemplarische Rekonstruktion der Waldentwicklung in dieser Fläche (Abb. 13). Sie zeigt zum einen die zu erwartende Verschiebung in den Durchmesserklassen hin zu stärkeren Bäumen und zum anderen die erst in den letzten Dekaden eingesetzte, starke Verjüngung, welche 1967 noch völlig fehlte.

## Literatur

- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (Hrsg.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband. Weissdorn, Jena: 605 S.
- ENGEL, F. (Hrsg.) (1963): Historischer Atlas von Mecklenburg, Sonderreihe 1. Schmettausche Karten von Mecklenburg-Strelitz (um 1780) / F.W.C. Graf von Schmettau. Gezeichnet durch C.F. Wiebeking auf Grund der Flurkarten der mecklenburgischen Direktorialvermessung von 1765/80. Als Kupferstich hrsg. 1780/82. Neu hrsg. im Maßstab 1 : 50 000. – Köln, Graz.
- GALZ, S. (2004): Vegetationsveränderungen in renaturierten Mooren des Müritz-Nationalparks. Diplomarbeit Fachhochschule Eberswalde.
- JESCHKE, L. (1999): Buchennaturwaldreservate in Deutschland. In: NUA Recklinghausen (Hrsg.): Ein Beitrag zur Bewahrung des europäischen Naturerbes. Seminarbericht Bd. 4: 233–244.
- JESCHKE, L., LENSCHOW, U. & ZIMMERMANN, H. (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Demmler, Schwerin: 713 S.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer, Stuttgart: 310 S.
- SCAMONI, A. (1963): Natur, Entwicklung und Wirtschaft einer jungpleistozänen Landschaft dargestellt am Gebiet des Messtischblattes Thurow (Kreis Neustrelitz). Teil I: Geographische, standörtliche und vegetationskundliche Grundlagen, Ornithologie und Wildforschung. Akademie, Berlin: 340 S.
- VON OHEIMB, G., WESTPHAL, C. & HÄRDTLE, W. (2007): Diversity and spatio-temporal dynamics of dead wood in a temperate near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*). Eur J Forest Res 126: 359–370.
- VON OHEIMB, G., WESTPHAL, C., TEMPEL, H. & HÄRDTLE, W. (2005): Structural pattern of a near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany). Forest Ecology and Management 212: 253–263.
- TEMPEL, H., VON OHEIMB, G. & FRIEDEL, A. (2003): Sukzessionsforschung in naturnahen Buchenwäldern mit langjährig ungestörter Walddynamik im nordostdeutschen Tiefland. Abschlußbericht Universität Lüneburg, Institut für Ökologie und Umweltchemie.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart.
- WESTPHAL, C., TREMER, N., VON OHEIMB, G., HANSEN, J., VON GADOW, K. & HÄRDTLE, W. (2006): Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? Forest Ecology and Management 223: 75–83.

# Unteres Odertal: Flusslandschaft im Spannungsfeld zwischen Wasser und Mensch

– Stefan Zerbe, Michael Succow, Hans-Jörg Wilke, Jan Peters –

## 1 Einleitung

Die Exkursion führt zu einer der aus Sicht des Naturschutzes interessantesten Flusstallandschaften Mitteleuropas. Die Naturnähe des Flusslaufes und seiner Biotope bzw. Landnutzungstypen und das auf engstem Raume auftretende, vielfältige Wechselspiel zwischen Lebensräumen, die durch Wasser „im Überfluss“ und solchen, die durch Wassermangel geprägt sind, sind in besonderem Maße schutzwürdig. So war es konsequent, diese Landschaft als internationales Großschutzgebiet auszuweisen.

Die Exkursion vermittelt einen Gesamteindruck dieser Flusstallandschaft, informiert über die naturräumlichen und kulturhistorischen Bedingungen im Unteren Odertal und beleuchtet die Geschichte und aktuelle Situation des Nationalparks im deutsch-polnischen Grenzgebiet (Abb. 1).

## 2 Naturräumliche Grundlagen zum Exkursionsgebiet

### 2.1 Klima

Das Klima des unteren Odertals zeichnet sich durch einen Übergang vom ozeanischen Klima des norddeutschen Tieflandes zum kontinentalen Klima der nordpolnischen Tiefebene aus und ist daher als subkontinental zu charakterisieren. Dies spiegelt sich insbesondere in der relativ weiten mittleren Jahresamplitude der Temperatur mit ca. 19 °C wider. Die mittleren Jahresniederschlagswerte liegen zwischen 480 und 530 mm und die Jahresdurchschnittstemperatur bei 8,4 °C, wobei die Winter vergleichsweise kalt, die Sommer dagegen besonders warm sind (vgl. Abb. 2).

### 2.2 Genese und Geomorphologie

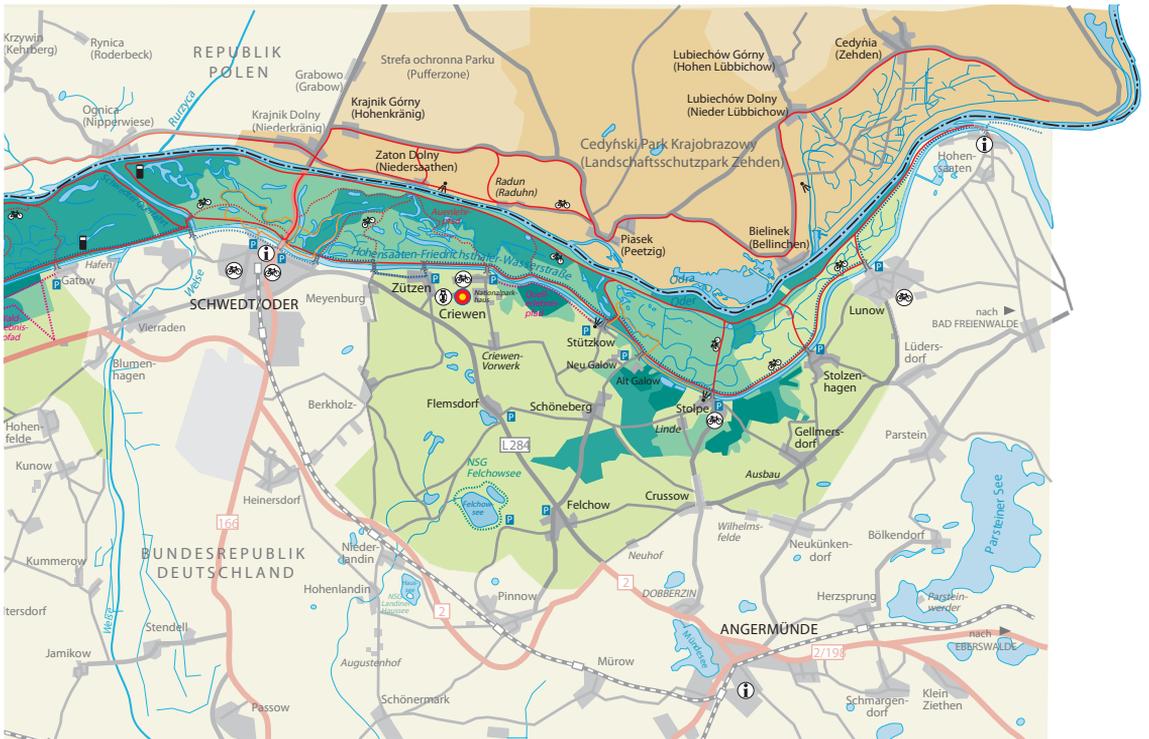
Die Landschaft des Unteren Odertals ist maßgeblich durch die letzte Inlandsvereisung geprägt worden. Eine Senke wurde bereits in der Saale-Kaltzeit vorgebildet. Während des Weichselglazials wurde diese Senke weiter ausgeformt,



Abb. 1: Der Nationalpark „Unteres Odertal“ mit den Exkursionspunkten: 1 – Einführung in die Flusslandschaft und den Nationalpark nördl. Gartz, 2 – Silberberge bei Gartz, 3 – Teerofenbrücke.

zunächst durch die Gletscher, später durch abfließende Schmelzwässer der sich nach Norden zurückziehenden Eismassen. So bildeten sich ein Urstromtal mit den Tälern der Vorfluter und z. T. ausgedehnte Talsandflächen aus. Größere Talsandterrassen, die durch Sedimentation aus den Schmelzwässern entstanden sind, finden sich beispielsweise um die Stadt Schwedt an der Oder (vgl. Abb. 1). Endmoränenzüge der Pommerschen Staffel des Weichselglazials überragen das Tal an beiden Seiten des Flusses bis über 60 m ü. NN. Die Oder selbst bewegt sich mit ihrem Unterlauf nahezu auf Meeresspiegelniveau (2 m ü. NN).

Das untere Odertal ist somit als eine Einschneidung in die Grundmoränen des Saale- und Weichselglazials anzusehen. Gegen Ende des Weichselglazials vor ca. 12 000 Jahren flossen die Schmelzwässer anfangs nach Süden ab und entwässerten durch das Thorn-Eberswalder-Urstromtal in Richtung Westen zur Nordsee. Durch sukzessives Abschmelzen der Gletscher verlagerte sich die Schmelzwasserbahn auf das jetzige Randow-Welse-Tal. Erst nach einem völligen Rückzug der Gletscher nach Norden floss die Oder durch das untere Odertal mit einer Entwässerung in die Ostsee (Abb. 3 und 4).



Unter periglazialen Klimabedingungen und dadurch fehlende Vegetationsbedeckung wurden die Oderhänge zur Talaue durch Erosion stark zertalt, was ein heute gut sichtbares, kleinräumig wechselndes Geländere relief zur Folge hatte. Diese Zertalungen mit z. T. sehr steilen Hängen unterschiedlichster Expositionen wurden später durch den Nutzungseinfluss des Menschen noch verstärkt.

### 2.3 Die Oder (poln. *Odra*)

Die Oder entspringt im Odergebirge (Tschechien) und fließt zunächst ca. 120 km durch Tschechien. Der Hauptteil des Flusses liegt in Polen. Nach dem Zusammenfluss mit Lausitzer Neiße (*Nysa Luzycka*) bei Ratzdorf, zwischen Guben und Eisenhüttenstadt, bildet die Oder die deutsch-polnische Grenze. Zwischen Schwedt und Gartz teilt sie sich in die beiden Flussarme Westoder (*Odra Zachodnia*) und Ostoder (*Odra Wschodnia*), bevor sie nach insgesamt 854 km Flusslauf als Ästuar in das Stettiner Haff und damit in die Ostsee mündet. Das Einzugsgebiet umfasst insgesamt 118 861 km<sup>2</sup>, davon befinden sich 106 057 km<sup>2</sup>

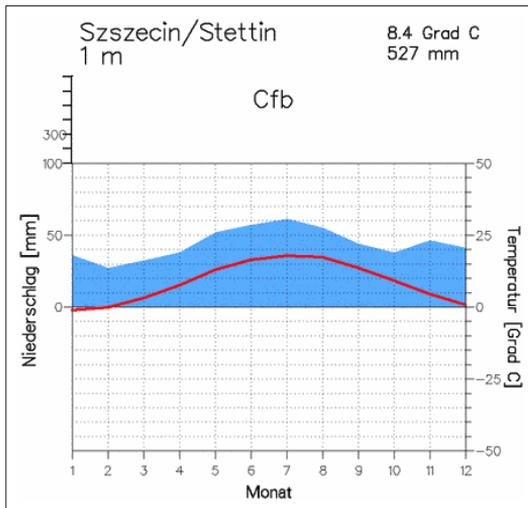


Abb. 2: Klimadiagramm für Stettin (Polen), ca. 30 km nördlich des Exkursionsgebietes (Messzeitraum 1961–90; MÜHR 2007 nach WALTER et al. 1960).

(ca. 90 %) in Polen, 7 217 km<sup>2</sup> (5,4 %) in Tschechien und 5 587 km<sup>2</sup> (4,7 %) in Deutschland (Abb. 5).

Die mittlere Jahresabflussmenge beträgt ca. 18,5 Mrd. m<sup>3</sup>, womit die Oder der sechstgrößte Süßwasserzufluss der Ostsee ist. Die Oder besitzt einen mittleren Durchfluss von 580 m<sup>3</sup>/sec, was für einen Fluss dieser Größenordnung als gering Wasser führend einzustufen ist. Sie weist jedoch eine relativ hohe mittlere Fließgeschwindigkeit auf (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1998). Das Landschaftsbild im unteren Odertal wird seit jeher durch die stark schwankenden Wasserstände der Oder geprägt. Die Oder führt in der Regel jährlich zwei Hochwasserwellen ab: ein Winter- bzw. Frühjahrshochwasser, das durch die Schneeschmelze in den Gebirgen des Einzugsgebietes ausgelöst wird, und ein etwas schwächeres Sommerhochwasser, das auf Niederschläge im oberen und mittleren Einzugsgebiet der Oder zurückgeht.

Das untere Odertal ist eine Flussniederung von 60 km Länge zwischen Hohensaaten im Süden und Stettin (Szczecin) im Norden.

## 2.4 Landschaftsgeschichte

Der menschliche Einfluss auf die Landschaft des unteren Odertals lässt sich seit dem Neolithikum und der Bronzezeit nachweisen. Erst seit dem Mittelalter allerdings nahm dieser Einfluss mit wechselnden Intensitätsphasen zu. Einer der wenigen und sehr gut erhaltenen Überreste des mittelalterlichen Siedlungsausbaus ist der sogenannte Grützpotz bei Stolpe, der in einer Spornlage errichtet wurde.

Eine Befestigung bestand an diesem exponierten Ort schon zur Slawenzeit. Ende des 12. Jahrhunderts wurde in den slawischen Burgwall eine neue Burg gebaut (Abb. 6). Der „Grützpot“ bildet den Hauptbestandteil und gilt als einer der mächtigsten erhaltenen Burgtürme des Mittelalters in Deutschland (Mauerstärke 5-6 m). Der Erhaltungszustand der Turmburg ist einmalig in Norddeutschland und Nordpolen (SCHULZ 1999). Von dieser exponierten Lage bietet sich ein beeindruckender Blick auf die Oderaue und die Randzertalungen um Stolpe mit dem Gellmersdorfer Forst (vgl. JENSEN & HOFMANN 2006).

Bevor der Mensch das untere Odertal durch wasserbauliche Maßnahmen veränderte, wurde die Auenlandschaft allein durch die Flussdynamik bestimmt. In der mit feinkörnigen Lockergesteinen bedeckten Talniederung befand sich ein noch vielfältigeres Landschaftsmosaik als heute. Durch das Wechselspiel von Abtragung und Anlagerung veränderten die zahlreichen und verzweigten Wasserarme der Oder ständig ihre Lage. Röhrichte, Großseggenriede, Niedermoore, Mandel- und Bruchweidengebüsche, Auenwälder mit Silberweiden und Schwarzpappeln (Weichholzaunen) und Hartholzaunenwälder, in denen Flatterulme, Eiche und Esche vorherrschten, dominierten gegenüber den heute großflächig auftretenden Feuchtwiesen.

Die ersten wesentlichen Eingriffe in das Flusssystem erfolgten bereits im 13. Jahrhundert durch einfache Uferbefestigungen und Mühlenwehre. Ende des 15. Jahrhunderts kamen erste Deichbauten dazu. 1742 wurde unter Friedrich II. eine preußisch-königliche Order erlassen, durch die eine systematische Flussregulierung mit größeren Durchstichen, Beseitigung von Wehren, Deichbau, Buhnenbau, Kanalisierung, Anlage von Staubecken und Bepflanzung der Sandflächen initiiert wurde. Das Resultat war die Laufverkürzung der Oder um ca. 23 % und eine Reduzierung der Überschwemmungsflächen (Auen) um ca. 77 %.

Ursprünglich teilte sich die Oder in dem Gebiet mehrfach auf, die Nebenarme waren untereinander verbunden. Zur Nutzbarmachung für die Schifffahrtsstraße Berlin–Stettin entstand zwischen 1906 und 1931 die Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße, was die Eindeichung von weiteren Polderflächen nach sich zog. Das in den Jahren 1906 bis 1928 nach holländischem Vorbild errichtete Poldersystem reguliert bis heute in zwei Dritteln der Niederung den Wasserstand. Der südliche deutsche Teil umfasst einen Trockenpolder (im gesamten Jahresverlauf hochwasserfrei) zwischen Lunow und Stützkow und drei nördlich davon gelegene Nasspolder (im Winter geflutet) bei Criewen, Schwedt und Friedrichsthal mit einer Gesamtfläche von 4 720 ha. Das Poldersystem mit dem am Talrand gelegenen Oderstrom und der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße ermöglicht seit über 80 Jahren die Schifffahrt und nach Schließen der Wehre die Nutzung von Niederungswiesen durch die Landwirtschaft. Die funktionstüchtigen Nasspolder können im Winterhalbjahr bis zu 130 Mio. m<sup>3</sup> Wasser aufnehmen und gewährleisten einen natürlichen Hochwasserschutz. Dies wurde

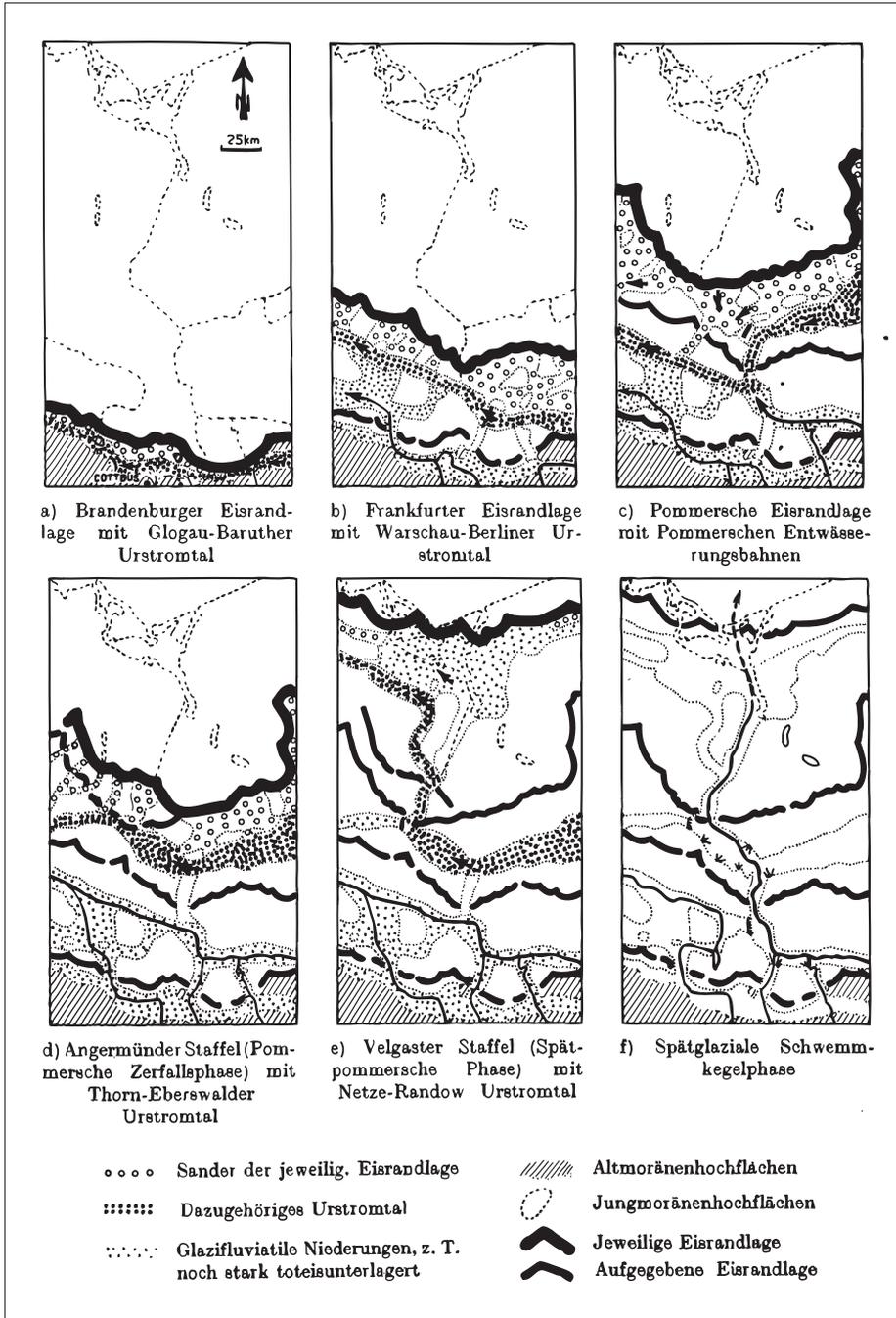


Abb. 3: Weichseleiszeitliche Entwicklung des Odertals (aus LIEDTKE 1961).

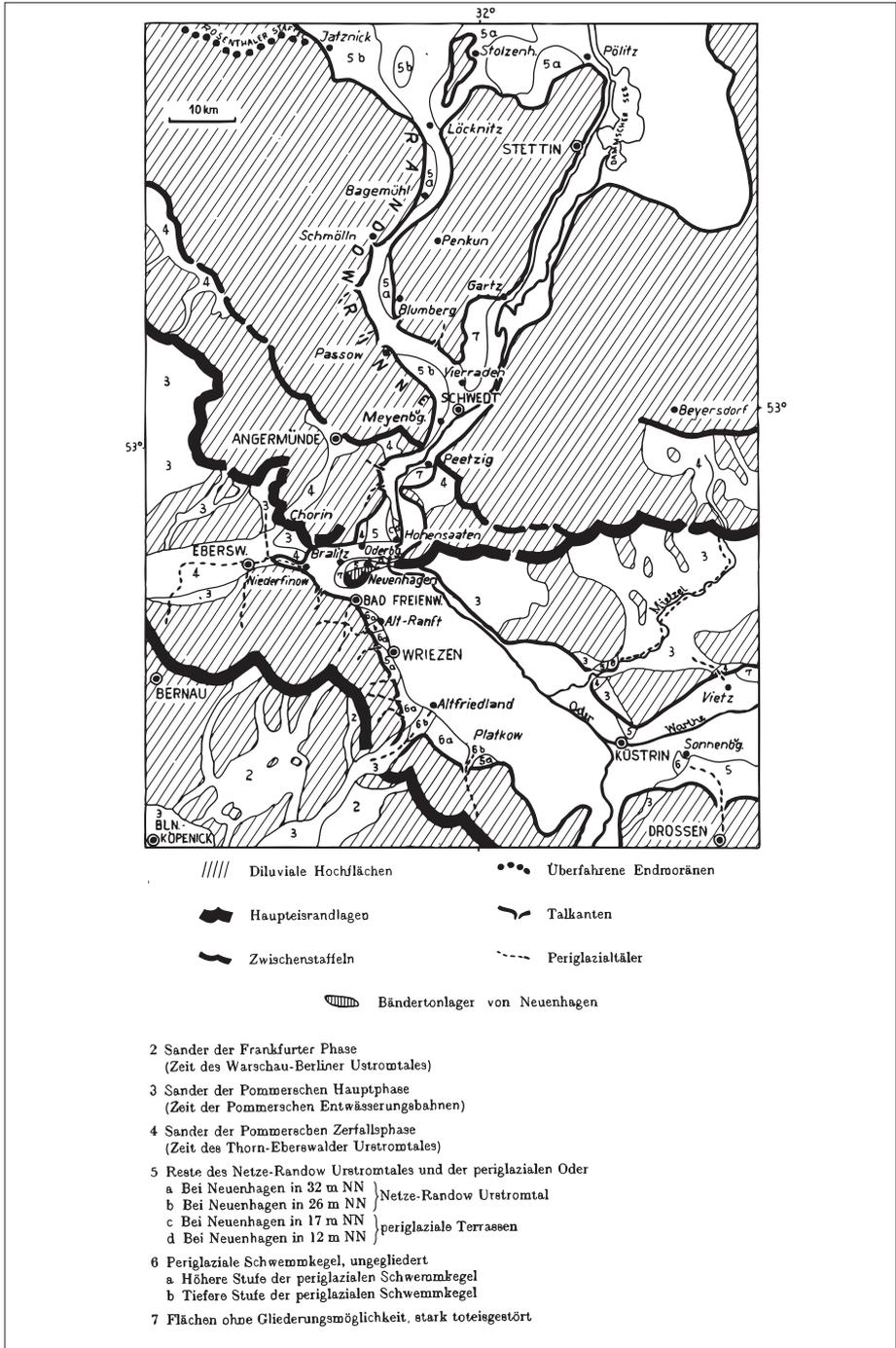


Abb. 4: Geomorphologische Übersicht über das heutige untere Odertal und seine Umgebung (aus LIEDTKE 1961).



Abb. 5: Das Einzugsgebiet der Oder (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1998).

beim Sommerhochwasser 1997 besonders deutlich. Solch ein Poldersystem ist sehr kostenintensiv (Wehre, Pumphäuser, Deiche) und stammt aus einer Zeit, als Land für die Landwirtschaft knapp war.

Im polnischen Norden wurde das im Frühjahr 1945 zu großen Teilen zerstörte Poldersystem zwischen Fiddichow (Widuchowa) und Stettin (Szczecin) nicht wieder instand gesetzt. So konnte sich dort zwischen der Ost- und der Westoder auf einer Fläche von 5 632 ha in den letzten Jahrzehnten die früher für die gesamte Oderniederung typische Auenlandschaft entwickeln.

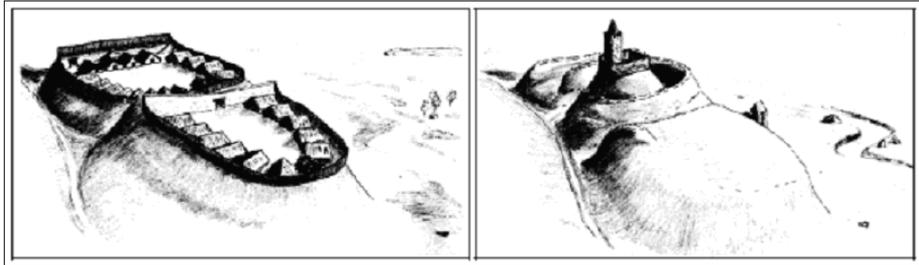


Abb. 6: Rekonstruktion der slawischen Siedlung (links) und der mittelalterlichen Turmburg um 1200 AD (rechts) bei Stolpe (aus SCHULZ 1999).

## 2.5 Flora, Fauna und Vegetation

Das untere Odertal ist in Talniederung, Talhänge und Hochflächen unterteilt. Die Talniederung ist ein durch Riede, Röhrichte und Wiesen charakterisiertes Feuchtgebiet, das mit Weichholzauen, meist als Saum der Altarme, durchsetzt ist. Auf den Oderhängen befinden sich aktuell Laub- und Kiefernwälder sowie Trockenrasengesellschaften. Das Landschaftsmosaik im unteren Odertal bietet einer großen Anzahl von Pflanzen und Tieren einen Lebensraum. Es ist zudem für viele seltene oder vom Aussterben bedrohte Arten ein bedeutendes Rückzugsgebiet. Allein auf deutscher Seite wurden im unteren Odertal (bezogen auf das Nationalparkgebiet) bisher 1 086 Farn- und Blütenpflanzenarten nachgewiesen. Rund 300 davon stehen auf der Roten Liste der in Brandenburg gefährdeten Pflanzenarten, etwa 150 auf der Roten Liste von ganz Deutschland. Die Pflanzenartenvielfalt ist auch das Ergebnis der Vielfalt an Vegetations-, Nutzungs- bzw. Biotoptypen.

Trockenrasen und -steppen der Hänge gehören neben der Aue zu den artenreichsten Lebensräumen im Gebiet des unteren Odertals. Sie stehen als Teil einer historischen Kulturlandschaft unter Schutz. Ihre Artenvielfalt und der Strukturreichtum sind bemerkenswert. Aufgrund der sehr unterschiedlichen, kleinklimatischen Bedingungen und der variierenden Bodenverhältnisse haben sich auf den südexponierten Hängen entlang der Oderniederung eine große Zahl von arten- und individuenreichen Trockenrasen- und Halbtrockenrasengesellschaften angesiedelt. Wie die Feuchtwiesen der Talaue sind die meisten Trockenrasen keine natürlich entstandenen Lebensräume, sondern haben sich aufgrund von Waldrodung und anschließender Weidewirtschaft entwickelt.

Das untere Odertal ist vor allem als Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiet seltener und gefährdeter Vogelarten bekannt. Bis zu 35 000 Blässgänse (*Anser albifrons*), 15 000 Saatgänse (*Anser fabalis*) und ebenso viele Stockenten (*Anas platyrhynchos*), 3 500 Pfeifenten (*Anas penelope*), 4 000 Krickenten (*Anas crecca*)

und 2 500 Spießenten (*Anas acuta*) wurden hier rastend gezählt. Bis zu 200 000 Vögel ziehen im Herbst oder Frühjahr durch die Oderniederung. Alljährlich im Oktober suchen für einige Wochen bis zu 15 000 Kraniche (*Grus grus*) im nördlichen Odertal ihre Schlafplätze auf. In den vergangenen Jahren wurden im unteren Odertal 284 Vogelarten beobachtet, von denen 161 hier brüten. Besonders die zum Nationalpark gehörenden waldreichen Talrandhänge sind als Brutgebiet seltener und vom Aussterben bedrohter Großvögel wie See- (*Haliaeetus albicilla*) und Schreiadler (*Aquila pomarina*), Kranich und Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) bekannt. Der Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*), ein Indikator intakter Moor- und Flusslandschaften, hat im Nationalpark sein letztes kleines Vorkommen in Deutschland. Neben der reichen Vogelwelt sind auch die 50 Säugtier-, 11 Amphibien- und 6 Reptilienarten sowie 49 Fischarten hervorzuheben. Im Rahmen der jüngst begonnenen Inventarisierungen der Wirbellosen wurden 123 Land- und Wasserschneckenarten nachgewiesen. Etwa 24 % der hier lebenden Landschnecken werden in der Roten Liste von Brandenburg geführt. Von den Muscheln sind fast 77 % der Arten als gefährdet eingestuft. Darüber hinaus konnten im Nationalpark 355 Spinnen-, 144 Wildbienen-, 225 Laufkäfer-, 38 Heuschrecken- und 51 Libellenarten nachgewiesen werden.

### 3 Nationalpark „Unteres Odertal“

#### 3.1 Historische Entwicklung und aktueller Bestand

Der Nationalpark „Unteres Odertal“ wurde als 12. Nationalpark Deutschlands 1995 gegründet und ist der einzige Auen-Nationalpark Deutschlands. Die Ausweisung des Nationalparks „Unteres Odertal“ geht auf eine Projektstudie von SUCCOW & JASNOWSKI (1991) zurück. Ein Kabinettsbeschluss der Brandenburgischen Landesregierung vom März 1992 spricht für den deutschen Teil des unteren Odertals eine einstweilige Sicherung als Naturschutzgebiet aus. Einzelflächen werden als Kernzonen (Zone I) definiert und vollständig aus der Nutzung genommen. Die endgültige Ausgrenzung der Schutzzone I basiert auf einem Beschluss vom 1. 2. 1994. Die Nutzung in diesen Kernzonen ist überwiegend schon seit 1990/91 aufgegeben worden.

Das heutige Schutzgebietssystem an der unteren Oder besteht aus dem Nationalpark „Unteres Odertal“ (10 400 ha Fläche) und den polnischen Landschaftsschutzparks „Unteres Odertal“ (*Park Krajobrazowy Dolina Dolnej Odry*) (6 009 ha) und „Zehden“ (*Cedynska Park Krajobrazowy*) mit einer Fläche von 30 850 ha. Alle drei Schutzgebiete bilden eine naturräumliche Einheit. Der südliche Teil der Flussaue auf deutscher Seite wird zum großen Teil durch Polder- und Weidewirtschaft charakterisiert, während der nördliche, polnische Teil aus

einer unbewirtschafteten Niedermoorlandschaft besteht. Der Landschaftsschutzpark Zehden, ein geschlossenes Waldgebiet, schließt südöstlich an den deutschen Nationalpark an. Die Schutzgebiete beiderseits der Oder unterstehen eigenen Verwaltungen, die jedoch eng zusammenarbeiten.

Noch vor der Gründung der Landschaftsschutzparks *Dolina Dolnej Odry* und *Cedynia* (1993) und des Nationalparks Unteres Odertal (1995) unterzeichneten die Umweltminister Polens, Deutschlands und Brandenburgs sowie der Woiwode von Szczecin im Mai 1992 eine gemeinsame Erklärung, in der sie sich verpflichteten, im unteren Odertal ein grenzüberschreitendes, an den Kriterien der Internationalen Vereinigung zur Bewahrung der Natur (IUCN) orientiertes Schutzgebiet zu gründen, den deutsch-polnischen „Internationalpark Unteres Odertal“ (vgl. VÖSSING 1998).

Die eingedeichten Wiesen der Odertalaue wurden besonders bis Mitte des 20. Jahrhunderts vor allem zur Heugewinnung genutzt. Trotz intensiver Nutzung zur Futtergewinnung während der DDR entwickelten sich entlang der Altwasserarme erste Auwälder und Weidengebüsche. Sprosser (*Luscinia luscinia*), Dorngrasmücke (*Sylvia communis*), Weiden- (*Poecile montana*) und Beutelmeise (*Remiz pendulinus*) sowie der Pirol (*Oriolus oriolus*) nisten in den strukturreichen Auenwäldern. Die Kormorane (*Phalacrocorax carbo*) begründeten eine kleine Kolonie, in der heute mehr als 1 000 Paare brüten. Seeadler beginnen in den ältesten Baumbeständen ihre Horste zu errichten. Seit 2005 vergrößern Initialpflanzungen die Auwaldflächen. Mit der gezielten Ansiedlung der Schwarzpappel (*Populus nigra*) kehrt zudem eine seltene und vom Aussterben bedrohte Baumart in die Niederung einer mitteleuropäischen Aue zurück.

Die seit Gründung des Nationalparks bestehende Schutzzone Ia und die seit der Gesetzesnovellierung zusätzlich eingerichtete Schutzzone Ib fördern die natürlichen dynamischen Prozesse der Auen erheblich (vgl. Kap. 5). Sichtbares Zeichen dieser Entwicklung ist die Wiederbesiedlung des Tals durch den Biber (*Castor fiber*). Seit 1990 breitet er sich vom nördlichen polnischen Landschaftsschutzpark kommend nach Süden im deutschen Nationalpark aus. Der Biber gestaltet seinen Lebensraum durch Anlegen von Burgen und Dämmen selbst und beeinflusst somit das Landschaftsbild. Im Nationalpark gab es 2007 bereits 44 Ansiedlungen mit über 100 Bibern.

In der Schutzzone 2 ist die Bewirtschaftung nach Auflagen des Naturschutzes möglich. In speziellen Schwerpunkt- und Entwicklungsräumen werden seltene Lebensgemeinschaften wie Brennoldenwiesen und Arten wie Seggenrohrsänger und Wachtelkönig (*Crex crex*) durch ein spezielles Pflegemanagement gefördert.

Auenlandschaften sind aufgrund ihrer Artenvielfalt (vgl. Kap. 2.5) Naturerlebnisräume mit besonderem Anschauungs- und Beobachtungswert. Im unteren Odertal kann der Besucher mit dem Fahrrad 120 km Deichwege nutzen. In den Sommermonaten, nach Abflauen des Hochwassers, kommen darüber hinaus

viele Rundwege durch die Niederung hinzu. In den Nationalparkgemeinden entlang des Odertals bieten die Gaststätten regionaltypische, uckermärkische Gerichte an. Fahrradverleihe, Kremser- und Schiffs- bzw. Kanufahrten erweitern die Erlebbarkeit dieser weiträumigen Auenlandschaft. Besonders die Lehr- und Erlebnispfade laden zu ausgedehnten Spaziergängen im Schatten alter Baumbestände ein. Beobachtungstürme helfen beim Entdecken der Fauna und Flora in der Oderaue. Über die Grenzübergänge Schwedt und Mescherin gelangt man in den polnischen Teil des unteren Odertals.

Im unteren Odertal hat jede Jahreszeit ihre Reize (vgl. VÖSSING & BLUTKE 2005). Während im Herbst in tiefen Nebel gehüllt die großen Gänse- und Kranichschwärme durch die Niederung ziehen, überwiegt in kalten Wintern die Stille unter den mit Reif bedeckten Weiden und der fast lautlose Eisgang auf der Oder. Das Frühjahr lockt wiederum lärmende Vogelschwärme in die Aue. Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Brachvogel (*Numenius arquata*) und Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) rasten in den feuchten Wiesen. Im Sommer beeindruckten viele Uferzonen der Altarme mit ihrer auffälligen Blütenpracht der Sumpf- und Wasserpflanzen.

### 3.2 Akteure im Nationalpark

Die Hauptakteure im Nationalpark umfassen u.a. die Nationalparkverwaltung und Naturwacht mit den Aufgaben Entwicklung und Sicherung des Nationalparks, naturschutzfachliche Betreuung und Absprache mit der polnischen Verwaltung, Öffentlichkeitsarbeit und Überwachung der Einhaltung der Schutzgebietsverordnung. Die Nationalparkverwaltung hat ihren Sitz auf dem Gelände des Schlosses Criewen, wo auch im Jahr 2000 das Nationalparkzentrum mit einer Dauerausstellung eröffnet worden ist. Das Schloss ist von einem Landschaftspark umgeben, welcher 1832 im Auftrag des Rittmeisters Otto Franz von Arnim, dem damaligen Schlossherrn, von dem berühmten Landschaftsarchitekten Peter Joseph Lenné (1789–1866) gestaltet worden ist.

Der Nationalparkverein als ein privatrechtlich organisierter Verein („Verein der Freunde des Deutsch-Polnischen Europa-Nationalparks Unteres Odertal e.V.“) wurde 1992 gegründet und hat sich zum Ziel gesetzt, die Nationalparkidee zu unterstützen und zu verbreiten, für den Naturschutz bedeutsame Flächen im Nationalpark anzukaufen oder langfristig zu pachten, sowie zu pflegen und das Naturerlebnis, die Umweltbildung, die Forschung und den deutsch-polnischen Austausch bzw. die europäische Verständigung im Bereich des Natur- und Umweltschutzes zu fördern.

Die Ziele des Nationalparkvereins werden mit finanzieller Unterstützung der vom Verein, den Ländern Berlin und Brandenburg und der Schwedter Raffineriebetriebergesellschaft 1995 gegründeten Nationalparkstiftung Unteres Odertal

umgesetzt. Als Tochter dieser Stiftung wurde 1997 die Internationalpark Unteres Odertal GmbH ausgegliedert, die v.a. im Bereich der Umweltbildung aktiv ist. Neben der „Wildnisschule Teerofenbrücke“ (vgl. Abb. 1) betreibt sie die Brandenburgische Akademie, ein deutsch-polnisches Umweltbildungs- und Begegnungszentrum im Schloss Criewen.

## 4 Exkursionspunkt Silberberge bei Gartz

Die Silberberge östlich von Gartz befinden sich am Rand des Odertals (vgl. Abb. 1). Das Gebiet wurde 1984 als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Im Gebiet befinden sich unterschiedliche Halbtrockenrasen-, Sandtrockenrasen- und Grünlandgesellschaften mit einer bedeutenden Häufung thermophiler Arten. Der Name „Silberberge“ leitet sich ab von dem flächenhaften Bewuchs mit Silbergras (*Corynephorus canescens*). Es handelt sich um einen der artenreichsten Xerothermstandorte im Odertal, auf dem sich Sand und Mergel als Bodensubstrat kleinräumig abwechseln.

An Pflanzengesellschaften finden sich hier *Stipetum capillatae*, *Festuco-Koelerietum glaucae* und *Adonido-Brachypodietum pinnati*. Hervorzuheben sind das Vorkommen der Pflanzenarten *Dianthus arenarius* (Sand-Nelke), *Silene chlorantha* (Grünliches Leimkraut), *Stipa pennata* (Grauscheidiges Federgras), *Veronica dillenii* (Heide-Ehrenpreis), *Campanula bononiensis* (Bologneser Glockenblume) und *Anemone sylvestris* (Großes Windröschen) (ENDTMANN 1965). Des Weiteren finden sich hier, neben vielen anderen Pflanzenarten, *Holosteum umbellatum*, *Cerastium semidecandrum*, *Cerastium arvense*, *Saxifraga tridactylites*, *Erophila verna*, *Alyssum alyssoides*, *Carmelina microcarpa*, *Potentilla arenaria*, *Salvia pratensis*, *Senecio vernalis*, *Veronica spicata*, *Sanguisorba minor*, *Fragaria viridis*, *Ranunculus bulbosus*, *Phleum phleoides*, *Carex praecox* und *Asparagus officinalis*.

Auf den Nordhängen kann sich rasch nach Nutzungsauffassung ein Wald ausbilden, dagegen ist die Waldentwicklung auf den Südhängen aufgrund des subkontinentalen, trockenen Klimas verzögert. Häufig leiten Wildbirne, Kreuzdorn, Weißdorn und Kiefer die Gehölzsukzession ein. Aufgrund des bewegten Geländereiefs und der damit verbundenen standortsökologischen Vielfalt entstehen dann arten- und strukturreiche Waldgesellschaften unterschiedlichster Ausprägung.

## 5 Exkursionspunkt Teerofenbrücke

An der Teerofenbrücke zwischen den Ortschaften Gartz und Schwedt (vgl. Abb. 1) bietet sich die Möglichkeit, einerseits naturnahe Auenreste oder sich ohne Nutzungseinfluss natürlich entwickelnde Biotope und andererseits nutzungsbedingte Feuchtwiesenausprägungen zu beobachten. Die Teerofenbrücke erhielt ihren Namen von den nach dem 16. Jahrhundert an dieser Stelle erbauten Teeröfen, die v.a. aus Kiefernholz Teer herstellten. Heute befindet sich hier die von der Internationalpark Unteres Odertal GmbH betriebene Wildnisschule. Sie liegt am Rande eines naturnahen, als Wildnisgebiet ausgewiesenen Eichenmischwaldes. Des Weiteren schließen sich Richtung Oder ausgedehnte Polderflächen an, die typische Feuchtgrünlandarten beherbergen.

Mit Blick auf den natürlichen Vegetationswandel nach einer 10-jährigen Nutzungsauffassung im Nationalpark „Unteres Odertal“ (Schutzzone I) sollen hier die Ergebnisse einer Studie von SUCCOW et al. (2007) vorgestellt werden. Die Nutzung des Polder 10 nordöstlich der Teerofenbrücke zwischen dem Welsee und der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße wurde 1990 aufgegeben und in der Vegetationsperiode 1992 mit zahlreichen Vegetationsaufnahmen dokumentiert (JEHLE & PANKOKE 1995). Auf dieser Basis ist 1993 eine farbige Vegetationskarte im Maßstab 1:5 000 erstellt worden. 2003 wurde ein Teilausschnitt erneut in gleichem Maßstab vegetationskundlich untersucht (GAHLERT & SCHULZ 2004). In der Studie von JEHLER & PANKOKE (1995) werden einschließlich der Wasservegetation insgesamt 34 Phytocoenosen innerhalb von 12 Klassen ausgewiesen.

In der Bearbeitung von GAHLERT & SCHULZ (2004) werden 16 Einheiten unterschieden, u. a. mit den Pflanzengesellschaften des Offenlandes *Scirpo-Phragmitetum*, *Phragmitetum australis*, *Solano-Phragmitetum*, *Glycerietum maximae*, (*Magno-*)*Caricion elatae*, *Caricetum ripariae*, *Caricetum gracilis* und *Phalaridetum arundinaceae* und den Gehölzpflanzengesellschaften *Salicetea purpureae*, *Salicetum fragilis*, *Salicetum triandro-viminalis* und *Urtico-Salicetum cinereae*. An flächenhaft auftretenden Waldgesellschaften wurde das *Querco-Ulmetum minoris* kartiert.

Bei dem durch die Vergleichskartierung erfassten Standort handelt es sich um einen der tiefstgelegenen Teile des Nationalparks auf deutscher Seite. Er war 1993 von *Glyceria maxima*-Dominanzbeständen bewachsen, offenbar als Ergebnis einer kontinuierlichen ein- bis zweimaligen Mähnutzung (Abb. 7A). Der deutlich erhöhte Saum entlang der Fließgewässer war von noch recht gut erhaltener Hartholzau mit Dominanz der Flatterulme (*Ulmus laevis*) bestanden, vielfach landseitig gesäumt von Weidengebüsch (*Salicetum triandro-viminalis*) und Land-Röhrichten (*Solano-Phragmitetum*). Wenige kleine Inseln inmitten des Wasserschwadenröhrichts trugen Bestände von *Carex riparia* oder *Carex gracilis*





Abb. 8: Blick in das Untersuchungsgebiet von Süden Ende April 1993; es dominieren *Carex gracilis* mit *Caltha palustris* (aus Succow et al. 2007).

sowie in Mulden-Schlammfluren von *Bidens cernua* und *Acorus calamus*. Auf dem erhöhten Uferwall an der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße gab es damals Rohrglanzgras- und kleinflächig Fuchsschwanz-Auen-Feuchtwiesen.

Im Zuge des Fortfalls der Mähnutzung ergeben sich nach ca. 10 Jahren folgende Befunde (Abb. 7B). Das große dominierende Wasserschwadentröhricht befindet sich nach der Nutzungsauffassung in Verstaudung und Auflösung. Von den Rändern dringt verstärkt *Phragmites australis* ein, meist als Reinbestand, z.T. aber auch als lichtereres, artenreicheres *Solano-Phragmitetum*. Dabei ergeben sich Flächengewinne von bis zu 25 m. Ebenso breitet sich Weidengebüsch (*Urtico-Salicetum cinereae*) von den Gehölzrändern ausgehend in den Wasserschwadentröhrichte aus. Schließlich dringt von den Rändern her im Zuge der Nutzungsauffassung verstärkt auch die Brennnessel (*Urtica dioica*) in die Wasserschwadentröhrichte ein. Bemerkenswert ist die Ausbreitung der Bestände der starkwüchsigen Ufersegge (*Carex riparia*), die in das einst geschlossene Wasserschwadentröhricht eindringen. *Carex gracilis* ist dagegen nur noch an einer Stelle vorhanden. Gehölze breiten sich in der Kriechhahnenfuß-Wiesenfuchsschwanz-Auen-Feuchtwiese (*Ranunculo-Alopecuretum pratensis*) aus, die einst kleinflächig auf dem erhöhten Uferwall auftrat. Für die auf derartigen Standorten ebenfalls vorkommenden *Phalaris arundinacea*-Riedwiesen ist ein Wechsel in Brennnessel-Rohrglanzgras-Staudentröhrichte hervorzuheben. Die Gehölzsäume



Abb. 9: Blick in das Untersuchungsgebiet von Süden Ende April 2003; Ausbreitung von *Phragmites australis* unter Dominanz von *Carex riparia* (aus Succow et al. 2007).

entlang der Gewässer sind insgesamt breiter geworden, ebenso die landseitigen Weidengebüsche.

Der Fortfall der Mahd führte also wie erwartet generell zu einer Gehölzausbreitung auf den dafür geeigneten Standorten. Damit verschwanden die Auen-Feuchtwiesen einschließlich der Rohrglanzgras-Riedwiesen. Die tieferen, von Tonsedimentation gekennzeichneten, einst vom Großen Wasserschwaden und Schlammfluren besiedelten Standorte werden zunehmend durch das nicht sommermahdverträgliche Schilf erobert. In den wechsellässigen Übergangssäumen zeigt schließlich die Brennnessel (*Urtica dioica*) ein deutliches Ausbreitungspotenzial. Es erfolgt also ein natürlicher Wandel zur von breiten Weidengebüschen gesäumten Hartholzauw auf den erhöhten Uferwällen und in *Phragmites*-Dominanz- bis Reinbestände (evtl. im Wechsel mit *Carex riparia*) in den tieferen, auf Grund der langzeitigen Überflutung offenbar gehölzfeindlichen Teilflächen. *Phalaris arundinacea*, *Carex gracilis* und *Glyceria maxima*, durch die Mahd einst gefördert, scheinen sich auf mehr oder weniger gestörte Sonderstandorte an den Fließgewässeruferräumen zurückzuziehen. Das gilt auch für die einst die offene Auenlandschaft prägende Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*; vgl. Abb. 8).

Mit dem Aufhören der Nutzung verschwanden viele Licht liebende Ried- und Feuchtwiesenarten. Ein Vergleich der Original-Vegetationsaufnahmen der Offenflächen ergab bei GAHLERT & SCHULZ (2004) einen „Verlust“ von 36

Arten. Die geschilderten aktuellen Vegetationsverhältnisse des Polder 10 finden sich heute großflächig in den standörtlich vergleichbaren Teilen des nördlich anschließenden polnischen Teils der Oderaue, dort allerdings als Ergebnis einer Nutzungsauffassung vor inzwischen mehr als 60 Jahren.

Der Wandel von gemähten Rieden im Wechsel von *Carex gracilis*, *Phalaris arundinacea* und *Glyceria maxima* mit relativ großer Artenfülle an Ried- und auch Feuchtwiesenpflanzen und den an diese Lebensräume gebundenen Wat- und Wiesenvögeln in nunmehr relativ artenarme, dichte und homogene *Phragmites*-Röhrichte bzw. *Carex riparia*-Riede wird insbesondere von Ornithologen bedauert. Die zwei Zielarten des Nationalparks, einerseits der Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*) und andererseits der Wachtelkönig (*Crex crex*), verschwinden schon nach wenigen Jahren aus den nicht mehr genutzten Flächen (SADLIK 2005, TANNEBERGER et al. 2008). Allerdings gibt es mit Bartmeise, Rohrschwirl, Rohrweihe, Teichrohrsänger und Rohrammer auch hier wieder Spezialisten für diese Lebensräume. Diese könnten sich verstärkt ansiedeln, wenn geeignete Wasserstände vorherrschen. In den *Carex riparia*-Rieden als Kleinrallen-Biotope finden sich gegenwärtig sogar zunehmende Bestandszahlen (ŁAWICKI et al. 2007).

Aus Sicht des Naturhaushaltes sind Schilfröhrichte und auch *Carex riparia*-Riede äußerst positiv zu bewerten, denn es handelt sich um hoch produktive, CO<sub>2</sub> und Nährstoffe bindende Ökosysteme (Senken-Ökosysteme), die neben ihrem außerordentlich hohen jährlichen oberirdischen Biomasse-Zuwachs auch ausgesprochen hohe unterirdische Torfspeicherung besitzen, vorausgesetzt, das Wasserregime mit starker Vernässung bleibt erhalten (KOPPISCH et al. 2001). Dem gegenüber vermögen Rohrglanzgras und Wasserschwaden keinen Torf zu bilden.

Allerdings finden gegenwärtig nach winterlichem Überstau im Frühjahr auf den nicht mehr genutzten Ried- und Röhrichtflächen mit dem Verbleib der jährlich gebildeten Biomasse in diesen nach wie vor hoch eutrophen bis polytrophen Ökosystemen enorme Fäulnisprozesse statt (z. B. mit Methan-Bildung). Dennoch kommen SUCCOW et al. (2007) mit Blick auf einen umfassenden Ökosystem- bzw. Umweltschutz in der Auenlandschaft zu dem Schluss, dass gerade in den Kernzonen des Nationalparks die Wiederherstellung der ökologischen Funktionstüchtigkeit der Auenökosysteme bei allen Aspekten des Habitatmanagements von bedrohten Einzelarten stets Priorität haben sollte.

## Literatur

- ENDTMANN, J. (1965): Landschaft und Flora xerothermer Standorte um Gartz/Oder. Wissenschaftl. Ztschr. Univ. Greifswald 14: 93–107.
- GAHLERT, F. & SCHULZ, S. (2004): Auenvegetation im Nationalpark Unteres Odertal – Vegetati-

- onswandel im Totalreservat nach 10 Jahren. Bericht zum Projektpraktikum; 20 S. + Anlagen; Botanisches Institut der Universität Greifswald.
- JEHLE, P. & PANKOKE, K. (1995): Vegetationskundliche Untersuchungen an Auenstandorten im Nationalpark Unteres Odertal. Diplomarb. FU Berlin, 192 S. + Anhang.
- JENSEN, M. & HOFMANN, G. (2006): Waldbilder und Waldtypen am Kreuzweg unterschiedlicher waldgeografisch-klimatischer Einflüsse: Exkursion in den Gellmersdorfer Forst. Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH & Landesforstanstalt Eberswalde: Eberswalde.
- KOPPISCH, D., GELBRECHT, J. & AUGUSTIN, J. (2001): Prozesse auf Moorstandorten – topische Betrachtung. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde, 2. Aufl.: 8–41; Stuttgart (Schweizerbart).
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.) (1998): Das Sommerhochwasser an der Oder 1997. Fachbeitr. anlässlich der Brandenburger Ökologietage II. Potsdam, 99 S.
- ŁAWICKI, Ł., MARCHOWSKI, D., MRUGOWSKI, W., NIEDŹWIECKI, S., KALICIUK, J., ŚMIETANA, P. & WYSOCKI, D. (2007): Awifauna Międzyodrza w latach 1994–2006. Notatki Ornitologiczne 48: 37–53.
- LIEDTKE, H. (1961): Die Talentwicklung im Oderbruch und im Unteren Odertal. Die Erde 92: 259–280.
- MÜHR, B. (2007): Klimadiagramme weltweit. [www.klimadiagramme.de](http://www.klimadiagramme.de) (15.05.2008)
- SADLIK, A. (2005): Untersuchungen am Wachtelkönig (*Crex crex*) im Nationalpark Unteres Odertal. Otis 13, Sonderheft: 49–56.
- SCHULZ, R. (1999): Barnim und Uckermark – eine Burgenlandschaft. Entdeckungen entlang der Märkischen Eiszeitstraße. Gesellsch. z. Erforsch. u. Förderung d. Märkischen Eiszeitstraße. Eberswalde.
- SUCCOW, M., GAHLERT, F., PANKOKE, K., JEHLE, P. & SCHULZ, S. (2007): Vegetationswandel nach 10-jähriger Nutzungsauffassung im Nationalpark „Unteres Odertal“ – Erste Untersuchungsbeobachtungen für das Totalreservat am Welseesee; Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch. 46: 35–44.
- SUCCOW, M. & JASNOWSKI, M. (1991): Projektstudie für einen Deutsch-Polnischen Nationalpark „Unteres Odertal“; unveröff. Manuskript, Potsdam.
- TANNEBERGER, F., BELLEMANN, J., FARTMANN, T., HAFERLAND, H.-J., HELMECKE, A., JEHLE, P., JUST, P. & SADLIK, J. (2008): Rapid deterioration of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* habitats at the western margin of the breeding range. J. Ornithol.; doi 10.1007/s10336-007-0241-2.
- VÖSSING, A. (1998): Der Internationalpark Unteres Odertal. Ein Werk- und Wanderbuch. Stapp Verlag: Berlin.
- VÖSSING, A. & BLUTKE, G. (2005): Nationalparksymphonie Unteres Odertal. Eine Bilderreise durch die Jahreszeiten. Nationalparkstiftung Unteres Odertal, Berlin, 151 S.
- WALTER H., LIETH H. & REHDER H. (1960): Klimadiagramm-Weltatlas. VEB Fischer-Verlag. Jena.



# Anschriften der Autoren

Dr. Ulrich FISCHER  
Rykestraße 52  
10405 Berlin  
Ulrich.Fischer1@gmx.de

Dr. Florian JANSEN  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
jansen@uni-greifswald.de

Dr. Leberecht JESCHKE  
Goethestr. 11  
17489 Greifswald  
Lebrecht.Jeschke@t-online.de

Prof. Dr. Hans Dieter KNAPP  
Bundesamt für Naturschutz  
Außenstelle Insel Vilm  
18581 Putbus  
hans.d.knapp@bfn-vilm.de

PD Dr. Peter KÖNIG  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
pkoenig@uni-greifswald.de

Dr. Ingo KOSKA  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
koska@uni-greifswald.de

Prof. Dr. Michael MANTHEY  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
manthey@uni-greifswald.de

Maria PETER  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17489 Greifswald  
mariapeter81@yahoo.com

Jan PETERS  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
janpeters-ol@web.de

Almut SPANGENBERG  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
aspangen@uni-greifswald.de

Prof. Dr. Michael SUCCOW  
Michael Succow Stiftung zum Schutz der Natur  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
michael.succow@succow-stiftung.de

Dr. Tiemo TIMMERMANN  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
tiero@uni-greifswald.de

Hans-Jörg WILKE  
Nationalpark Unteres Odertal  
Landesumweltamt Brandenburg  
Park 2  
16303 Schwedt/Oder, OT Criewen  
hans-joerg.wilke@lua.brandenburg.de

Prof. Dr. Stefan ZERBE  
Universität Greifswald  
Institut für Botanik und Landschaftsökologie  
Grimmer Str. 88  
17487 Greifswald  
zerbe@uni-greifswald.de



ISSN 1866-3885