

# Rostocker Meeresbiologische Beiträge



Heft 12

Die Ostsee und ihre Küsten im Wandel

II

Bereichs-  
bibliothek  
Südstadt

UB Rostock  
WA  
80000

-12



# **Rostocker Meeresbiologische Beiträge**

**Arbeiten aus dem Stipendenschwerpunkt  
„Die südliche Ostsee und ihre Küsten im Wandel“  
der Deutschen Bundesstiftung Umwelt**

**Heft 12**

**Universität Rostock**  
Fachbereich Biowissenschaften  
2004

[https://doi.org/10.18453/rosdok\\_id00005464](https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005464)

HERAUSGEBER DIESES HEFTES: Peter Frenzel  
Martin Feike  
Uwe Müller  
Günter Arlt

REDAKTION: Günter Arlt  
Peter Frenzel  
Ralf Grunewald  
Uwe Müller  
Kerstin Rieder

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE: Martin Feike

CIP-KURZTITELAUFNahme: Rostocker Meeresbiologische Beiträge / Universität  
Rostock, Fachbereich Biowissenschaften. –  
Rostock

H. 12. – 2004. – 138S.

ISSN 0943-822X

---

© Universität Rostock, Fachbereich Biowissenschaften, 18051 Rostock

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock  
Universitätsbibliothek, Schriftentausch, 18051 Rostock  
e-mail: maria.schumacher@ub.uni-rostock.de

Universität Rostock  
Fachbereich Biowissenschaften  
18051 Rostock

Tel. 0381 / 498-6051  
Fax. 0381 / 498-6052

DRUCK: Universitätsdruckerei Rostock 256-02

---

Umschlagfoto vorn: Küste am Zickerschen Höft, Halbinsel Mönchgut, Rügen [M. Feike]  
hinten: *Eryngium maritimum* L. (Stranddistel) – eine Pflanze der  
Weißdünen [R. Grunewald]

# Inhalt

	Seite
SCHLEGEL-STARMANN, Hedda Vorwort	5
HOFFMANN, Gösta; MUSOLFF, Andreas; MEYER, Tammo und SCHAFMEISTER, Maria-Theresia Der geologische Aufbau des oberflächennahen Grundwasser- stockwerkes im Nordosten der Halbinsel Gnitz (Usedom/Mecklenburg-Vorpommern)	9
FRENZEL, Peter; ANSORGE, Jörg und VIEHBERG, Finn Andreas Der Greifswalder Stadtgraben vor der Industrialisierung – eine Paläomilieurekonstruktion vor archäologischem Hintergrund	23
BOBSIEN, Ivo und MUNKES, Britta Saisonale Variation der Fischgemeinschaft und Habitatstruktur einer Seegraswiese ( <i>Zostera marina</i> L.) der südlichen Ostsee	39
WITTE, Kathrin; WÖLFEL, Jana und KARSTEN, Ulf Das Vorkommen mikrobieller Matten an der Deutschen Ostseeküste und die saisonale Sukzession in Mikrobenmatten am Beispiel des Windwatts „Großer Werder“	61
GRUNEWALD, Ralf Auswirkungen des Fremdenverkehrs auf die Dünen- und Spülsaumvegetation auf Rügen und Usedom unter besonderer Berücksichtigung verschiedener Diversitätsindizes	71
MEWES, Melanie Nährstoffausträge in die Ostsee aus diffusen Quellen Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins	89
MÜLLER, Uwe Der Umwelt- und Naturschutz im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie innerhalb der Verfassung der Republik Litauen	103



## Vorwort

Aufgabe der im Jahr 1990 gegründeten Deutschen Bundesstiftung Umwelt ist es, Vorhaben zum Schutz der Umwelt unter besonderer Berücksichtigung der mittelständischen Wirtschaft zu fördern; Leitbild ihrer Fördertätigkeit ist dabei die nachhaltige Entwicklung. Umweltprobleme sind durch hohe Komplexität gekennzeichnet; Lösungswege erfordern daher den interdisziplinären Verbund verschiedener Wissenschaftsdisziplinen und Techniken. In der Umweltforschung sind also zur Eruierung innovativer, auf die Anforderungen der Praxis abgestimmter Problemlösungen vornehmlich interdisziplinäre Ansätze gefragt. Daher werden im Stipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, das in Ergänzung zur umsetzungsorientierten Projektförderung auf den wissenschaftlichen Nachwuchs im Umweltschutz zielt, vor allem interdisziplinäre und problemlösungsorientierte Promotionsvorhaben gefördert. Da es sich um eine personenbezogene Förderung handelt, sind neben der konkreten Forschungsfrage insbesondere auch die wissenschaftliche Qualifikation und das persönliche Engagement des Kandidaten bzw. der Kandidatin für das Anliegen entscheidend für eine positive Förderentscheidung.

Im Rahmen ihres Stipendienprogramms, in dem mittlerweile 500 Promotionen in einer großen fachlichen Breite von naturwissenschaftlichen, wirtschafts- und sozialwissenschaftlichen, rechtlichen, ingenieurwissenschaftlichen, forst- und agrarwissenschaftlichen Themen unterstützt wurden, möchte die DBU ein Netzwerk von in Umweltfragen kompetenten Fachleuten aufbauen. In Begleitung der einzelnen Promotionsvorhaben führt sie ihre Stipendiaten immer wieder zu Diskussionsrunden zu den einzelnen Forschungsfragen zusammen. Innerhalb der Stipendienschwerpunkte, Forschungsverbänden von mehreren Promotionsstipendien zu übergeordneten Themen, wird dieser interdisziplinäre Diskurs besonders intensiv gepflegt bis hin zur engen fachlichen Zusammenarbeit. Die interdisziplinäre Zusammenarbeit von Stipendiaten und Stipendiatinnen über verschiedene Fachbereiche hinweg zu einer übergeordneten Forschungsfrage und die kritische Reflektion des eigenen Themas in diesem Kreis soll darüber hinaus die Fähigkeit schulen, die Bedeutung und Besonderheiten des eigenen engen Forschungsthemas mit Blick auf die Fragestellungen und methodischen Ansätze anderer Disziplinen verständlich darzustellen und damit letzten Endes auch sich selbst für die Arbeit an interdisziplinären Schnittstellen zu qualifizieren.

Im Stipendienschwerpunkt „Die südliche Ostsee und ihre Küsten im Wandel“ arbeiten 15 Stipendiaten und Stipendiatinnen an den Standorten Greifswald, Rostock und Kiel zusammen. Diese kommen aus den Bio-, Geo- und Sozialwissenschaften und decken autökologische wie synökologische Themen, küstengeologische, paläontologische und biogeochemische Themen sowie sozialwissenschaftliche Fragen ab. Sie arbeiten beispielsweise durch gemeinsame Probenahmen oder im gemeinsamen Untersuchungsgebiet sehr eng zusammen, treffen sich darüber hinaus alle regelmäßig zum Gedankenaustausch über die einzelnen Forschungsthemen sowie das Schwerpunktthema insgesamt. Konzentriert auf die Küste Vorpommerns und erweitert durch Arbeiten im weiter östlich gelegenen Ostseeraum wird eine umfassende Analyse des Nutzungswandels der Ökosysteme der Region angestrebt, mit dem Ziel, ein vertieftes Verständnis der Folgen menschlicher Einwirkungen auf

die Ökosysteme der südlichen Ostsee und ihrer Küsten zu bekommen und zugleich wissenschaftliche Grundlagen für deren nachhaltige Nutzung zu erarbeiten.

Da die einzelnen Teilnehmer des Stipendenschwerpunktes in einem Zeitraum von etwa eineinhalb Jahren mit ihren Arbeiten begonnen haben, wird sich der Schwerpunkt insgesamt - bei einer maximalen Laufzeit des Einzelstipendiums von höchstens drei Jahren - über einen Zeitraum von etwa viereinhalb Jahren erstrecken. Auf den jährlich stattfindenden öffentlichen Statusseminaren wird der Arbeitsstand dargestellt und diskutiert. Zudem liegt mit dieser Veröffentlichung nun etwa zur Halbzeit des Schwerpunktes die zweite Publikation des Stipendenschwerpunktes als solchem vor. Ein großer Teil der Stipendiaten berichtet hier, wie bereits im Heft 11 der Rostocker Meeresbiologischen Beiträge aus dem Jahre 2002, über Teilaspekte ihrer Forschungsvorhaben, um das Schwerpunktthema in seiner Gesamtheit vorzustellen. Kathrin Witte stellt die Verbreitung mikrobieller Matten an der deutschen Ostseeküste und deren Bedeutung dar. Britta Munkes und Ivo Bobsien berichten über saisonale Veränderungen in der Lebensgemeinschaft Seegraswiese. Peter Frenzel beschreibt eine Paläomilieurekonstruktion. Ralf Grunewald stellt an konkreten Untersuchungsgebieten die Auswirkungen des Tourismus auf die Küstenvegetation dar. Gösta Hoffmann zeigt beispielhaft eine geologische Rekonstruktion auf. Melanie Mewes analysiert wassereinzugsgebietsbezogen diffuse Nährstoffeinträge in die Ostsee. Uwe Müller befasst sich mit der verfassungsrechtlichen Dimension des Umwelt- und Naturschutzes im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie am Beispiel des Ostseeanrainer-Staates Litauens.

Mit diesem Themenmix ist ein sehr weiter Bogen gespannt von aktuell ökologischen Fragen über Betrachtungen der jüngeren Erdgeschichte, von räumlich sehr konkreten Untersuchungsgebieten zu Staaten als Untersuchungseinheiten, von naturwissenschaftlichen zu sozialwissenschaftlichen bzw. juristischen Analysen. Hiermit werden die interdisziplinäre Dimension des Schwerpunktes sowie die darin vertretene große fachliche Kompetenz deutlich. Der Artikel über Seegraswiesen ist ein Beispiel für eine sehr enge inhaltliche Zusammenarbeit zwischen einzelnen Vorhaben. Weiterhin wird mit dem vorliegenden Band das Engagement der am Schwerpunkt beteiligten Stipendiaten und Stipendiatinnen für den interdisziplinären Diskurs dokumentiert und die Bedeutung herausgestellt, die die Beteiligten der verständlichen Darstellung ihrer wissenschaftlichen Arbeiten für eine interessierte Öffentlichkeit beimessen.

In Ergänzung zu den Statusseminaren, auf denen einerseits jedes einzelne Vorhaben des Schwerpunktes im aktuellen Bearbeitungsstand dargestellt und intensiv diskutiert wird und andererseits der Schwerpunkt in seiner Gesamtheit durch die verstärkte Betrachtung der Querschnittsthemen und Schnittstellen thematisiert wird, gibt der vorliegende Band der interessierten Fachöffentlichkeit wie allen an der Umweltforschung Interessierten Einblick in den Themenverbund. Darüber hinaus macht er natürlich neugierig auf die hiermit angeschnittenen und alle weiteren Vorhaben innerhalb des Stipendenschwerpunktes „Die südliche Ostsee und ihre Küsten im Wandel“, die - zusätzlich zu den einschlägigen Veröffentlichungen in entsprechenden Fachzeitschriften - synoptisch in einem weiteren abschließenden Schwerpunktsband dargestellt werden sollen.

Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt zeigen die beschriebenen Aktivitäten, dass sie mit ihrem Stipendienprogramm und insbesondere mit ihren Schwerpunkten innerhalb dieses Programms auf gutem Wege zur Vernetzung des wissenschaftlichen Nachwuchses in der Umweltforschung ist.

Im November 2003

Dr. Hedda Schlegel-Starmann

Deutsche Bundesstiftung Umwelt  
Referat Stipendienprogramme  
An der Bornau 2  
49090 Osnabrück

E-mail: [h.schlegel-starmann@dbu.de](mailto:h.schlegel-starmann@dbu.de)



Gösta HOFFMANN, Andreas MUSOLFF, Tammo MEYER & Maria-Theresia SCHAFMEISTER

## **Der geologische Aufbau des oberflächennahen Grundwasserstockwerkes im Nordosten der Halbinsel Gnitz (Usedom/Mecklenburg-Vorpommern)**

**Geological mapping of the shallow aquifer system on Gnitz-Peninsula (Usedom, Mecklenburg-Vorpommern)**

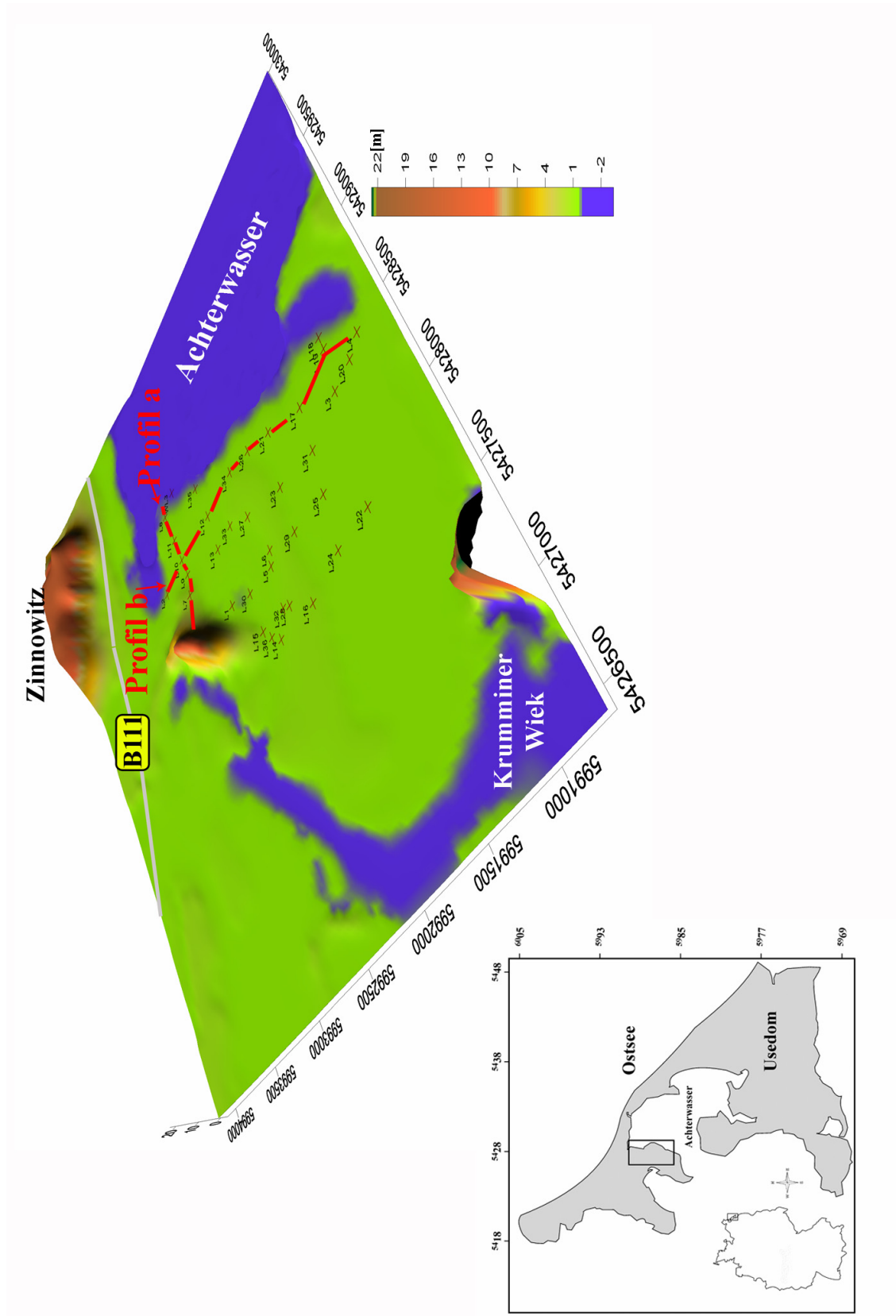
### **Abstract**

The surface sediments of the southwest Baltic coast are well known and are documented in geological maps. Lithofacies maps (e. g. LANGER & KRIENKE 1983) provide information regarding the sub-surface structure. It is possible to supplement these maps using modern sampling methods. Vibro-coring has permitted the recovery of sediments to a depth of 20 m from which detailed information regarding the Late Pleistocene to Holocene sediment sequence was obtained. The data were used to reconstruct the geological setting and evaluate the hydrogeological properties of the near-surface sediments.

**Keywords:** Holocene, Pleistocene, Litorina-transgression, till, peat, groundwater storey

### **1 Einleitung und Problemstellung**

Die oberflächennah anstehenden geologischen Schichten sind für den Raum der südwestlichen Ostseeküste weitestgehend bekannt und in geologischen Kartenwerken dokumentiert. Angaben über den tieferen, vertikalen Aufbau des Raumes sind den Lithofazieskarten (z. B. LANGER & KRIENKE 1983) zu entnehmen. Diese wurden aus vorhandenen Bohrdaten konstruiert. Mit Hilfe neuerer Bohr- und Probenahme-Techniken (Rammkernsondierungen) ist es möglich, diese zu ergänzen. Somit können sehr detailliert Angaben zur Schichtenabfolge und deren räumlicher Verbreitung gemacht werden. Für das hier vorgestellte Gebiet wurde durch Oberflächenkartierung sowie Rammkernsondierungen die spätpleistozäne bis holozäne Schichtabfolge erfasst. Aus den gewonnenen Daten kann der Aufbau des Raumes mit Angaben zu den hydraulischen Eigenschaften des oberen Grundwasserleiters rekonstruiert werden. Vergleiche mit benachbarten Gebieten erlauben landschaftsgenetische Interpretationen der Ergebnisse.



**Abb. 1** Überblick über die Lage des Untersuchungsgebietes. Höhenmodell auf Basis der TK 10 mit Lage der Rammkernsondierungen (L1-L36 & WL3) sowie Lage der Profile a und b.

## 2 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt auf der Halbinsel Gnitz im Nordwesten der Ostseeinsel Usedom (Abb. 1). Die geologische Entwicklung Usedom ist hauptsächlich auf glaziale Prozesse während des Pleistozäns sowie holozäne Küstenausgleichs-Prozesse zurück zu führen (siehe u. a.: KLIEWE 1960, HOFFMANN 2002a). Diese Entwicklungen sind im Untersuchungsgebiet in den Sedimenten dokumentiert. Das hier vorgestellte Gebiet nimmt eine Fläche von rund 2,1 km<sup>2</sup> ein. Die höchste Erhebung wird durch die pleistozäne Aufragung des Zissberges gebildet (+ 15,2 m NN). Zum Achterwasser, dem östlich vorgelagerten Boddengewässer, fällt das Gelände ab und repräsentiert ein Verlandungsufer. Niedermoortorf ist der dominierende Bodentyp, teilweise sind podsolierte Sande anzutreffen. Im Bereich des Zissberges haben sich auf Geschiebemergel vor allem Parabraunerden gebildet. Vor Überflutung aus dem Achterwasser schützt ein Deich, diesem ist boddenseitig ein ca. 50 m breiter Schilfgürtel vorgelagert. Das Gebiet wird über Gräben entwässert. Der Flurabstand des Grundwassers beträgt um 1 m. Landnutzung findet in Form von Vieh- und Forstwirtschaft statt.

## 3 Methodik

Als Feldarbeiten wurden einerseits eine geologische Oberflächenkartierung sowie eine Tiefenkartierung mit Hilfe von Rammkernsondierungen durchgeführt. Insgesamt wurden 37 Rammkernsondierungen (RKS) niedergebracht. Durch den Einsatz des Forschungsschiffes „Bornhöft“ konnte eine Bohrung im Achterwasser durchgeführt werden. Ziel der Sondierungen war es, die holozäne und pleistozäne Schichtenfolge des oberen Grundwasserstockwerkes zu erfassen. Es wurden Endteufen von rund 20 m erreicht. Probenahme und Sedimentansprache richteten sich nach makroskopisch differenzierbaren Einheiten. Lithologische Unterschiede ergeben sich vor allem aus Veränderungen der Korngröße, der Farbe, des Kalkgehaltes, des Fossilgehaltes, des organischen Anteils sowie Änderungen des Eindringwiderstandes. Die Ansprache des Sedimentes erfolgt in Anlehnung an DIN 4022 (1996). An klastischen Sedimentproben (Sand, Kies, Geschiebemergel) wurden granulometrische Untersuchungen durchgeführt. Makrofossilien, in der Regel Mollusken, wurden bestimmt (LOŽEK 1964, JAGNOW & GOSSELCK 1987, WILLMANN 1989, GLÖER & MEIER-BROOK 1994) und die semiquantitative Verteilung erfasst. Die Fraktion 4 -10 mm des Kiesanteiles in den Geschiebemergelproben wurde für eine Kleingeschiebeanalyse (nach TGL 25 232, 1971) genutzt. Bedingt durch das eingesetzte Probenahmeverfahren konnte nicht die aus statistischen Gründen erforderliche Mindestprobenmenge von 5 kg gewonnen werden. Die Ergebnisse der Kleingeschiebeanalyse können somit nur Anhaltspunkte für lithostratigraphische Vergleiche auf regionaler Ebene sein. Zur Bestimmung der  $k_f$ -Werte wurden aus den Siebdaten der Sande Kornsummenkurven abgeleitet und die Durchgangswerte  $d_{10}$  und  $d_{60}$  bestimmt. Die  $k_f$ -Werte wurden nach HAZEN (1893) und BEYER (1964) berechnet. Für die einzelnen Schichten wurden Häufigkeitsverteilungen der  $k_f$ -Werte abgeleitet.

[m]	Lithologie/Fazies	Bildungs- milieu	Stratigraphie	
0	Torf	terrestrisch	Atlantikum-Subatlantikum	Holozän
	Feinsand, mittelsandig Molluskenreste Pflanzenreste	marin- brackisch		
	Torf	terrestrisch		
5	Mittelsand	pro-glazial	Weichselglazial (W3)	Pleistozän
	Geschiebemergel	pro-glazial		
	Mittelsand, feinsandig	pro-glazial	W2 ?	
18	Geschiebemergel	sub-glazial	Saale- Glazial?	

**Abb. 2** Normalprofil des Untersuchungsgebietes; angeführt sind alle lithologischen Einheiten in ihrer relativen stratigraphischen Position mit Angaben zur Genese. HS: Holozäne Sande; OPS: Obere Pleistozäne Sande; OGM: Oberer Geschiebemergel; UPS: Untere Pleistozäne Sande; UGM: Unterer Geschiebemergel.

## 4 Ergebnisse

Das Normalprofil gibt einen Überblick über alle im Arbeitsgebiet auftretenden lithologischen Einheiten und deren relative stratigraphische Stellung (Abb. 2). Bei den Schichtbezeichnungen im Untersuchungsgebiet handelt es sich um Arbeitsbezeichnungen, die von den Autoren zugeordnet wurden.

### 4.1 Pleistozäne Sedimente

#### Unterer Geschiebemergel

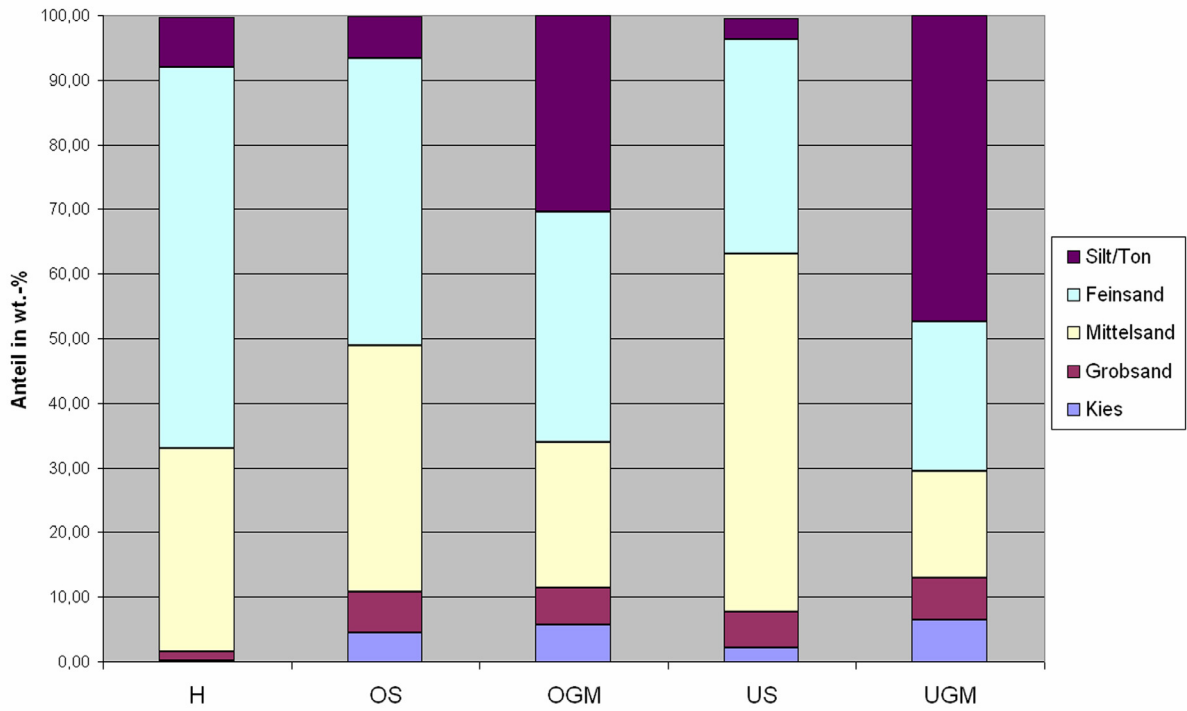
Die erbohrte Abfolge beginnt mit dem **Unteren Geschiebemergel (UGM)**. Faziell ist der UGM als Diamikton anzusprechen (Abb. 3). Die Fraktion  $< 63 \mu\text{m}$  (Silt/Ton) bildet mit über 40 % (Gewichtsprozent, im Folgenden: wt-%) den Hauptanteil des Sedimentes. In der Sandfraktion dominieren Feinsande mit ca. 25 wt-%, Kies ist mit ca. 7 wt-% vertreten. Das Sediment ist dunkelgrau und stark kalkhaltig. Die Untersuchung des Kleingeschiebebestandes (Fraktion 4 -10 mm) ergibt eine überwiegende Dominanz in den Gruppen Nordisches Kristallin ( $\varnothing$  29,5 % [Kornprozent, im Folgenden: gn-%]) und Paläozoische Kalke ( $\varnothing$  51,7 gn-%). Auffallend ist das Fehlen von Paläozoischen Schiefen sowie Mesozoischen Kalken (siehe Abb. 4).

Die stratigraphische Einstufung ist unklar. LANGER & KRIENKE (1983) geben für das Untersuchungsgebiet in dieser Teufe sowohl den W1 (Brandenburger Stadium) als auch einen saalezeitlichen Geschiebemergel an. Ein Vergleich mit den von KRIENKE (2001) ermittelten Kleingeschiebespektren weichselglazialer Sedimente im Raum Südost-Rügen zeigt deutliche Unterschiede. Eine lithostratigraphische Korrelation ist somit nicht gegeben.

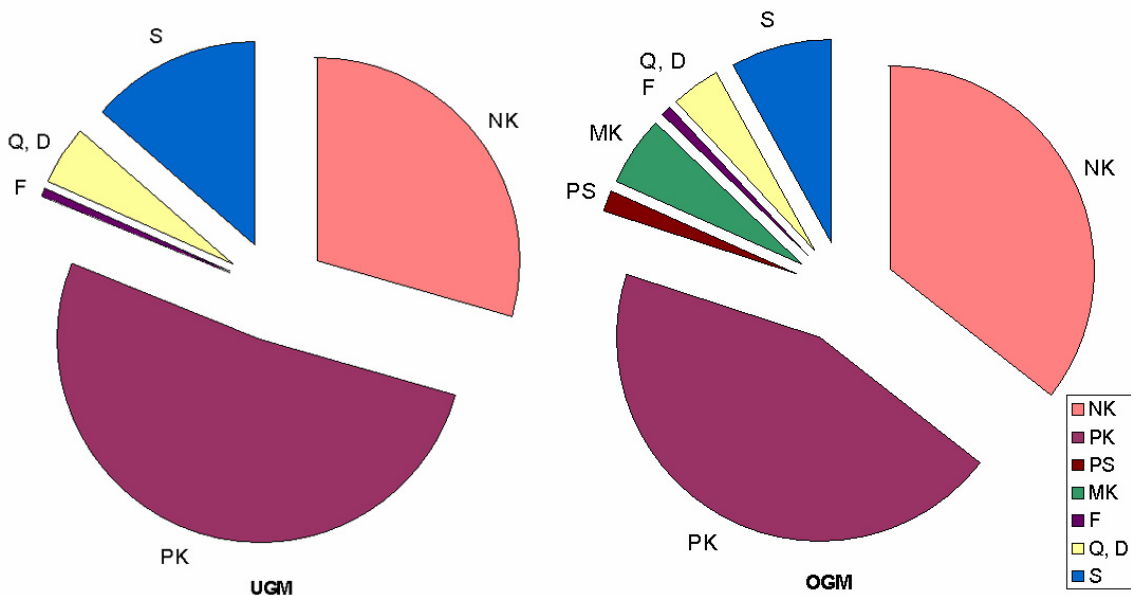
Bedingt durch den hohen Feinkornanteil ist die Bestimmung der  $k_f$ -Werte aus den Siebdaten nicht möglich. Aufgrund des großen Schluff/Ton-Gehaltes und der hohen Lagerungsdichte, wird von schwachen bis sehr schwachen Durchlässigkeiten ausgegangen.

#### Untere Pleistozäne Sande

Das Hangende des UGM (Abb. 2) bilden die **Unteren Pleistozänen Sande (UPS)**. Es handelt sich hierbei um Mittel- und Feinsande. Nur untergeordnet treten als Nebengemengteile Grobsand, Schluff oder Kies auf (Abb. 3). Lokal sind lagenweise Braunkohlegerölle eingeschaltet. Es dominieren graue Farbtöne, das Sediment ist stark kalkhaltig. Die einzelnen Körner sind gut gerundet. Schichtung wird in den einzelnen Bohrungen nur selten deutlich, es können aber Bereiche unterschiedlicher Korngröße abgegrenzt werden. Lithologische Parallelen ergeben sich mit den an der Außenküste Usedom aufgeschlossenen Schmelzwassersanden (SCHULZ 1959, SCHUMACHER 1995). Die  $k_f$ -Werte liegen im Bereich zwischen  $4 \cdot 10^{-5}$  und  $6 \cdot 10^{-4}$  m/s, mit Häufigkeitsmaxima bei  $4 \cdot 10^{-5}$  bis  $6 \cdot 10^{-5}$  und bei  $1 \cdot 10^{-4}$  m/s.



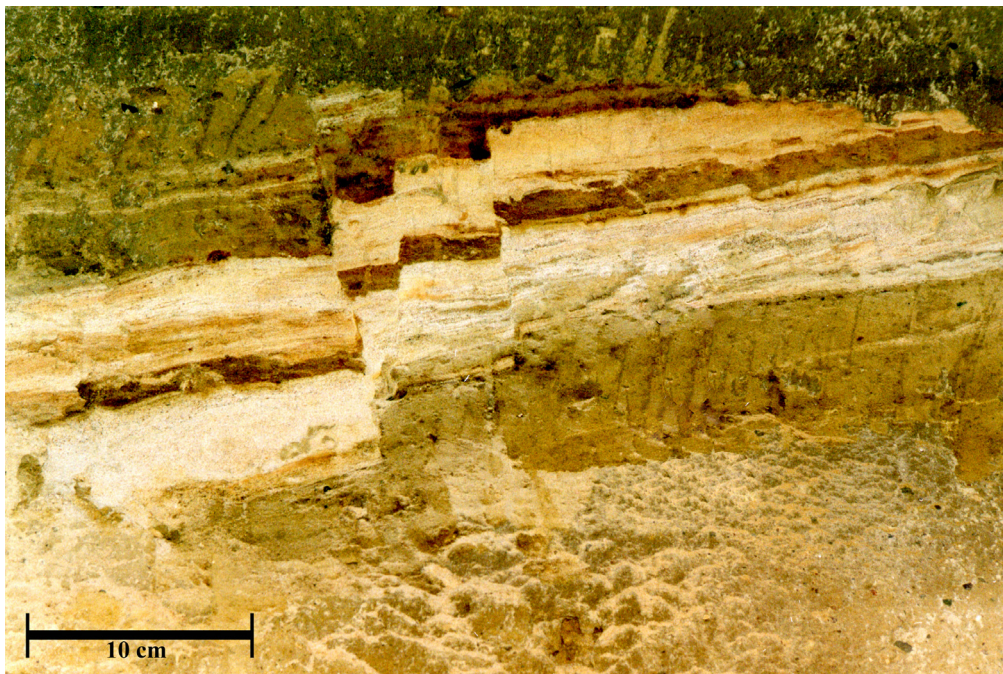
**Abb. 3** Überblick über die durchschnittliche Korngrößenzusammensetzung der einzelnen Lithotypen. HS: Holozäne Sande; OPS: Obere Pleistozäne Sande; OGM: Oberer Geschiebemergel; UPS: Untere Pleistozäne Sande; UGM: Unterer Geschiebemergel.



**Abb. 4** Vergleich der Kleingeschiebeverteilung des Unteren Geschiebemergels (UGM) und Oberen Geschiebemergels (OGM). NK: Nordisch Kristallin; PK: Paläozoische Kalke; PS: Paläozoische Schiefer; MK: Mesozoische Kalke; F: Feuerstein; Q: Quarzit; D: Dolomit; S: Sandsteine.

## Oberer Geschiebemergel

Faziell ist der **Oberer Geschiebemergel (OGM)** ebenfalls als Diamikton anzusprechen (Abb. 3). Auffällig ist eine hohe Variabilität der Korngrößenverteilungen. Lediglich bei 24 % der Proben liegt eine Kornfraktion als Hauptgemengteil (> 40 wt-%) vor. In erster Linie tritt Feinsand (20,6 - 45,8 wt-%) und Schluff (17,8 - 53,1 wt-%) auf, während Kies und Grobsand meist mit weniger als 10 wt-% an den Proben beteiligt sind. Innerhalb des Geschiebemergels können Sandlagen auftreten. Hier dominieren Fein- und Mittelsande. Der OGM weist Farbnuancen von grau bis graubraun auf. Die Bindigkeit ist gering, Mächtigkeiten schwanken zwischen wenigen Zentimetern und 8,0 m. Lokal fehlt er völlig. In der Fraktion 4-10 mm (Kleingeschiebe) dominieren die grauen Paläozoischen Kalke (Ø 44,2 gn-%) und die Nordischen Kristalline (Ø 35,4 gn-%). Weiterhin sind Sandsteine (Ø 8,1 gn-%), Mesozoische Kalke in Schreibkreidefazies (Ø 5,7 gn-%) und Quarzite (Ø 3,8 gn-%) vorhanden. Feuersteine sind unter 1 gn-% an der Kleingeschiebefraktion beteiligt (siehe Abb.4). In einem Aufschluss am Zissberg konnte das Gefüge des OGM untersucht werden (Abb. 5).



**Abb. 5** Überpresste Abschiebungen und Y-Strukturen in einer Sandlage des Oberen Geschiebemergels, aufgeschlossen am Zissberg, Blickrichtung Ost.

Vielfach zeigten sich komplizierte Gefügebilder mit überpressten Extensionsstrukturen wie Abschiebungen, Y-Strukturen und Flexuren, die sich insbesondere an Sandbändern erkennen lassen. Die stratigraphische Stellung des Oberen Geschiebemergels auf Usedom ist nach NIEDERMEYER (1995) und SCHUMACHER (1995) ungeklärt. LANGER & KRIENKE (1983) ordnen den Geschiebemergel dem W3-Glazial zu. KRIENKE (2001) interpretiert den Oberen Geschiebemergel der Außenküste Usedom als Schlammstromsediment, bzw. an der Binnenküste als Ausschmelztil. Genetisch entspricht der OGM der Einheit S4 (im

Sinne von KRIENKE 2001) Südostrügens und ist somit dem W3 (Mecklenburger Vorstoß des Weichselglazials) zuzuordnen.

Aus den Siebdaten des Oberen Geschiebemergels lassen sich aufgrund der hohen Ungleichförmigkeit keine  $k_f$ -Werte bestimmen. Nach der Feldansprache ist von gering leitenden und lokal stauenden Eigenschaften auszugehen.

### **Obere Pleistozäne Sande**

Im Hangenden des Geschiebemergels schließen die **Oberen Pleistozänen Sande (OPS)** an (Abb. 2). Als Hauptgemengteil liegen Feinsande bei 62 %, Mittelsande bei 37 % der Proben vor. Sehr häufig treten Schluff, Grobsand und Kies als Nebengemengteile auf (Abb. 3). Oftmals kommen feine Pflanzenhäcksel vor. Die Farbe der Sande ist grau. Im Kartierungsgebiet weisen sie Mächtigkeiten bis 10,4 m auf. Die stratigraphische Einstufung ist nicht zweifelsfrei geklärt. Die Einheit wird als spätglaziale, glazifluviale Nachschüttbildung interpretiert. Die  $k_f$ -Werte variieren in den Oberen Pleistozänen Sanden zwischen  $4 \cdot 10^{-5}$  und  $7 \cdot 10^{-4}$  m/s. Das Maximum der Häufigkeit liegt bei  $4 \cdot 10^{-5}$  bis  $7 \cdot 10^{-5}$  m/s, mit einer weiteren Häufung bei  $1 \cdot 10^{-4}$  m/s.

## **4.2 Holozäne Sedimente**

### **Basistorf**

Das Liegende der holozänen Abfolge wird vom **Basistorf (HT)** gebildet. Dieser ist dunkel- bis schwarzbraun und kalkfrei. In der Regel ist dieses Sediment geschichtet, lokal sind molluskenführende Sandlagen eingeschaltet. Somit kann von marinen Ablagerungsbedingungen ausgegangen werden (Uferfazies). Teilweise konnte Durchwurzelung festgestellt werden, ein Anzeichen für ein in situ-Wachstum. Die Mächtigkeiten schwanken zwischen wenigen Zentimetern und 0,5 m, örtlich fehlt der Torf. Horizontal, aber auch vertikal sind Faziesübergänge zu Mudden erkennbar. Diese organogen-klastischen Sedimente werden als marine Stillwasserfazies interpretiert. Eine Parallelisierung der vorgefundenen Basistorfe mit den von HAACK (1960) aus dem Achterwasser sowie den von VERSE et al. (1999) aus dem Greifswalder Bodden beschriebenen Basistorfen erscheinen sinnvoll. Das Alter der basalen Torfe wird somit als initial-litorinazeitlich angenommen.

### **Holozäne Sande und Mudden**

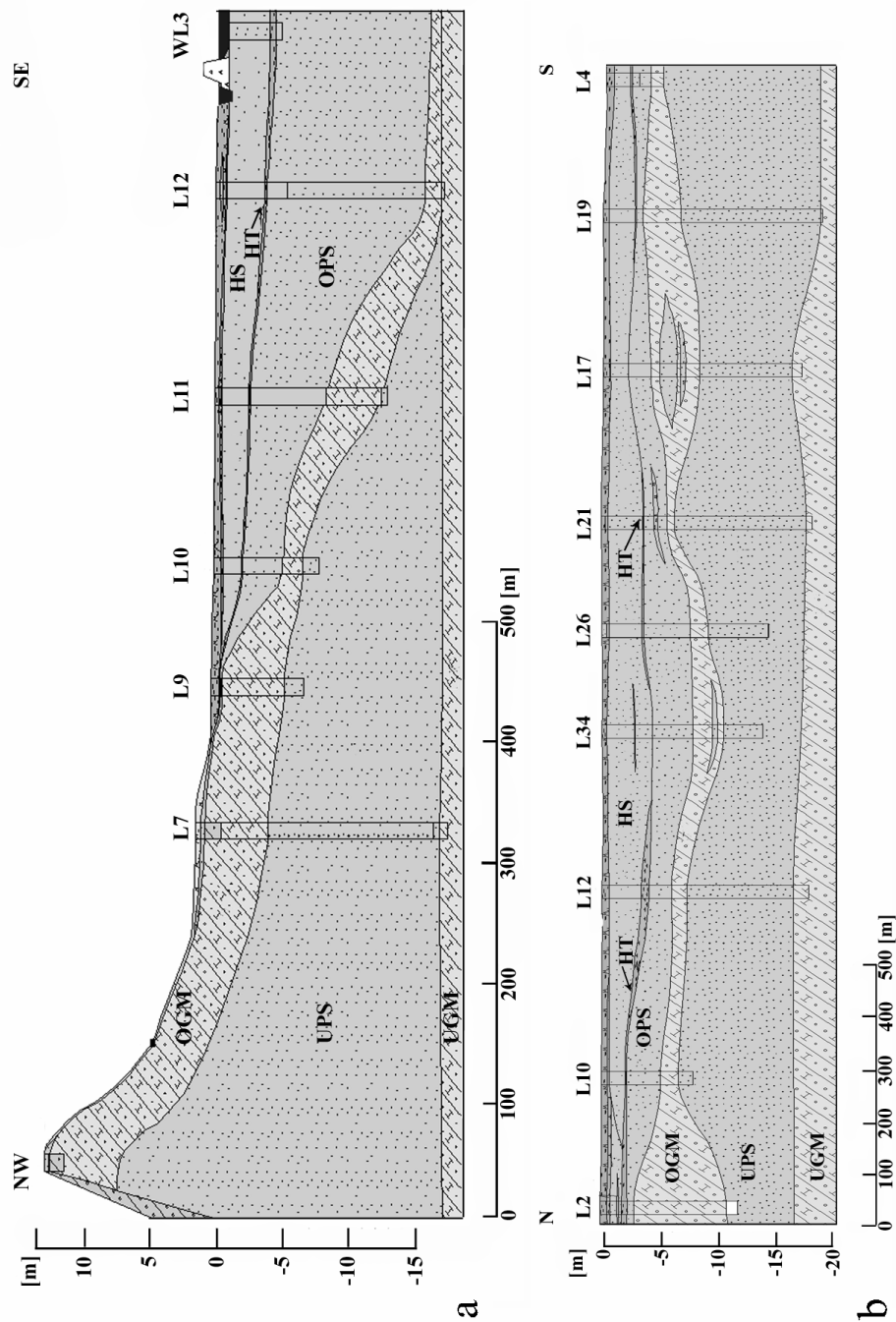
Die Abfolge der **Holozänen Sande (HS)** bildet das Hangende der Basistorflage. Diese Einheit ist in ihrer faziellen Ausbildung variabel. Die dominierende Korngröße liegt im Feinsandbereich (Hauptgemengteil bei 73 % der Proben, siehe Abb. 3). Mittelsand ist bei 27 % der Proben Hauptgemengteil. Lediglich einige wenige Proben aus dem zentralen Teil des Untersuchungsgebietes sind durch ein gröberes Kornspektrum gekennzeichnet. Lokal sind zum Hangenden Übergänge in Schluff-Mudden und reine Mudden zu verzeichnen. Die Korngrößen liegen im Feinsand- und Ton/Schluff-Bereich. Vereinzelt treten geringmächtige Torflagen innerhalb der Abfolge auf. Die Farben der Holozänen Sande variieren zwischen grau und graubraun. Die maximale Mächtigkeit des Holozäns beträgt im zentralen Teil des Untersuchungsgebietes 6,85 m.

Die errechneten  $k_f$ -Werte liegen zwischen  $3 \cdot 10^{-5}$  und  $5 \cdot 10^{-4}$  m/s. Es treten zwei Maxima in der Verteilung auf. Das erste Maximum bei  $4-6 \cdot 10^{-5}$  m/s kann den Feinsanden zugeordnet werden, das zweite bei  $10^{-4}$  m/s den Mittelsanden dieses Lithotyps. Molluskenreste erlauben die stratigraphische Zuordnung der Sedimente in das Holozän sowie die eindeutige Identifizierung des marin-brackischen Ablagerungsraumes. Generell nimmt die Menge der Molluskenreste zum Hangenden ab. An der Basis der Abfolge wurden die höchsten Konzentrationen festgestellt (bis zu 30 wt-%). Lokal treten Schilllagen auf, die in Zusammenhang mit erhöhten Korngrößen des übrigen Sedimentes stehen. In den oberen Profilabschnitten fehlen die Mollusken stellenweise ganz. Bei der am häufigsten auftretenden Molluskenart handelt es sich um *Cerastoderma*. *Theodoxus*, *Valvata*, *Bythynia*, *Gyraulus*, *Dreissena* sowie Arten der Familie Lymnaeidae tolerieren in unterschiedlicher Weise niedrige Salinitäten. Ihr Auftreten ist somit auf limnisch-brackische Milieubereiche beschränkt. In den Profilen kommen Exemplare dieser Arten in den oberen zwei Metern vor. Im Gegensatz dazu beschränkt sich die Verbreitung der rein marinen Form *Scrobicularia* auf die tieferen Profilabschnitte. Es ergibt sich somit eine zunehmende Aussüßung zum Hangenden.

## 5 Diskussion

### 5.1 Landschaftsgenetische Interpretation

Aus der räumlichen Verteilung der untersuchten Schichtenfolge kann ein Bild der Landschafts-genese abgeleitet werden. Der klassischen Vorstellung der Bildung glazialer Vollformen auf Usedom durch das oszillierende Jungweichseleis (KLEWE 1960) stehen neuere Theorien gegenüber. RUCHHOLZ (1979) und RÜHBERG (1995) sehen die Lagerungsverhältnisse des Pleistozäns als Konsequenz einer stark differenzierten und von gravitativen Sedimentumlagerungen betroffenen Eiszerfallslandschaft an. Diese neueren Theorien können gut auf das Arbeitsgebiet übertragen werden. Der Untere Geschiebemergel ist aufgrund seiner flachwelligen Lagerung (Abb. 6) und sehr festen Konsistenz als subglazialer Till anzusehen. Die Verbreitung kann über das Arbeitsgebiet hinaus in westlicher Richtung nachvollzogen werden (HOFFMANN & LAMPE 2002). Da das ermittelte Kleingeschiebespektrum deutliche Unterschiede zu den von KRIENKE (2001) beschriebenen weichselglazialen Spektren aus dem Raum Südostrügen aufweist, wird davon ausgegangen, dass es sich um eine stratigraphisch ältere Einheit handelt. Bei den hangenden Unteren Pleistozänen Sanden handelt es sich um glazifluviale Nachschütt- und/oder Vorschüttbildungen. Diese lithologische Einheit sowie die folgenden pleistozänen Einheiten fehlen im westlich anschließenden Gebiet der Peenemünder-Zinnowitzer Seesandebene (HOFFMANN & LAMPE 2002). Es wird davon ausgegangen, dass hier Toteis die Ablagerung verhinderte. Eine Akkumulation dieser Sande im Untersuchungsgebiet zwischen Toteisblöcken ist aufgrund des vorliegenden starken Reliefs denkbar (Abb. 6 a). Der nächste Gletschervorstoß überfuhr diese Toteislandschaft partiell und lagerte den Oberen Geschiebemergel ab (RÜHBERG 1995). Das Ausschmelzen des Eises führte zu der bewegten Morphologie der Unteren Pleistozänen Sande, über die sich der Obere Geschiebemergel legte.



**Abb. 6** Geologische Profilschnitte durch das Arbeitsgebiet. Zur Lage siehe Abb.1, Legende siehe Abb.2.

a: Deutlich zu erkennen ist der eben lagernde UGM in Tiefen um 16 m NN sowie der geringmächtige OGM. Der holozäne Basistorf (HT) ist als transgressive Uferbildung ausgebildet.

b: Besonders deutlich werden unterschiedliche Mächtigkeiten des OGM mit eingeschalteten Sandlagen, überlagert von den Oberen Pleistozänen Sanden. In die hangende holozäne Serie sind lokal Torfbildungen eingeschaltet.

Die komplizierten überpressten Extensionsstrukturen (Abb. 5) innerhalb des Oberen Geschiebemergels können auf Setzungserscheinungen der teilweise gefrorenen Sedimentpakete zurückgeführt werden. Die Oberen Pleistozänen Sande werden als Nachschüttbildungen angesehen, die das gegebene Relief teilweise ausglich (Abb. 6). Die pleistozäne Sedimentabfolge kann gut mit den südlich am Steilufer des Gnitz aufgeschlossenen Abfolgen parallelisiert werden (HOFFMANN 2002b). Somit ergibt sich für die Halbinsel Gnitz eine spätpleistozäne Anlage zwischen umgebenden Toteisgebieten.

Mit dem holozänen Meeresspiegelanstieg der Ostsee bildete sich am Ufer ein basaler Transgressionstorf. In seiner faziellen Ausbildung entspricht dieser Basistorf den von VERSE et al. (1999) aus dem Greifswalder Bodden beschriebenen Lithotypen A1, bzw. B1 (Älteres Atlantikum). HAACK (1960) ordnet den Basistorf in der Umgebung des Achterwassers nach pollenanalytischen Gesichtspunkten der initialen Litorina-Transgression zu. Nach JANKE & LAMPE (1999) entspricht die durchschnittliche Tiefenlage des basalen Torfes von -4 m NN im Arbeitsgebiet einem Alter von 7 000 a v. h. Über dem Basistorf lagerten sich Sande unter marinen Milieubedingungen ab. Mit dem Einpendeln des Meeresspiegels auf das heutige Niveau kam es zu einer Aussüßung der Restgewässer und schließlich zur Verlandung in Form von Niedermooren.

## **5.2 Einschätzung des oberen Grundwasserstockwerkes**

Das Obere Grundwasserstockwerk ist durch den liegenden Unteren Geschiebemergel als Grundwassernichtleiter nach unten hin abgegrenzt. Der Hauptteil des Grundwasserstockwerkes wird durch die Unteren Pleistozänen Sande gebildet. Sie sind mit  $k_f$ -Werten von  $4 \cdot 10^{-5}$  bis  $6 \cdot 10^{-4}$  m/s nach DIN 18130-1 (1996) als stark durchlässig bis durchlässig zu beschreiben. Der Obere Geschiebemergel grenzt die Unteren zu den Oberen Pleistozänen Sanden und der holozänen Abfolge ab. Nach der Feldansprache handelt es sich um einen Grundwassergeringleiter. Da der Obere Geschiebemergel nicht flächig verbreitet ist und teilweise stark ausdünn, ist ein hydraulischer Kontakt zwischen den Unteren und den Oberen Pleistozänen Sanden bzw. der holozänen Abfolge gegeben. Die Sande über dem Oberen Geschiebemergel sind nach den  $k_f$ -Werten ebenfalls als durchlässig bis stark durchlässig einzuschätzen (DIN 18 130-1, 1996). Aufgrund der fehlenden Abdeckung der Abfolge ist das gesamte obere Grundwasserstockwerk als ungeschützt anzusehen. Das Achterwasser im Osten des Arbeitsgebietes steht im hydraulischen Kontakt mit dem Grundwasserstockwerk. Da das Untersuchungsgebiet aktiv über ein Grabensystem entwässert wird und die Grundwasseroberfläche um -1 m NN liegt, wird von influenten Verhältnissen ausgegangen. In welchem Ausmaß dieser influente Einfluß stattfindet ist ungeklärt.

## **Danksagung**

Wir möchten uns bei Herrn Prof. R. Lampe (Universität Greifswald) für die wissenschaftliche Unterstützung bei der Anfertigung dieser Arbeit bedanken. Den

Herren C. Wünsche und J. Becker danken wir für die reibungslose Zusammenarbeit bei den Bohrarbeiten an Bord der „Bornhöft“.

Herrn Prof. R.-O. Niedermeyer (LUNG Güstrow) sei für die kritische Durchsicht des Manuskriptes gedankt. Weitergehende Untersuchungen des Erstautors zum geologischen Aufbau der südwestlichen Ostseeküste werden gefördert durch das Stipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

#### Literatur

- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilung. – *Wasserwirtschaft*, 6 (6): 165-168; Berlin.
- DIN 18130-1 (1996): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben: Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts (Teil 1: Laborversuche). [In:] Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.): DIN-Taschenbuch 113 (Bauwesen 14) – Erkundung und Untersuchung des Baugrunds: 236-255; Berlin u. a.
- DIN 4022 (1996): Baugrund und Grundwasser: Benennung und Beschreiben von Boden und Fels. [In:] Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.): DIN-Taschenbuch 113 (Bauwesen 14) – Erkundung und Untersuchung des Baugrunds: 236-255; Berlin u. a.
- GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (1994): Süßwassermollusken – Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. – 84 S.; Hamburg (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen).
- HAACK, E. (1960): Das Achterwasser. Eine geomorphologische und hydrographische Untersuchung. – *Neuere Arbeiten zur mecklenburgischen Küstenforschung*, 4: 106 S.; Berlin.
- HAZEN, A. (1893): Some physical properties of sands and gravels with special reference to their use in filtration. – *Annual report of the State Board of Health of Massachusetts*, 24: 541-556; Boston.
- HOFFMANN, G. & LAMPE, R. (2002): Sedimentationsmodell eines holozänen Seegatts an der südlichen Ostseeküste (Bannemin, Insel Usedom) auf der Grundlage neuer Wasserstandsmarken. – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 11: 11-21; Rostock.
- HOFFMANN, G. (2002a): The geological evolution of Usedom Island. – *Greifswalder Geographische Arbeiten*, 27: 89-94; Greifswald.
- HOFFMANN, G. (2002b): Morphogenesis of the Gnitz peninsula. – *Greifswalder Geographische Arbeiten*, 27: 135-137; Greifswald.
- JAGNOW, B. & GOSELCK, F. (1987): Bestimmungsschlüssel für die Gehäuseschnecken und Muscheln der Ostsee. – *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin*, 63: 161-168; Berlin.
- JANKE, W. & LAMPE, R. (1999): The Sea-Level Rise on the South Baltic Coast over the Past 8,000 Years - New Results and New Questions. – *Terra Nostra*, Schriften der Alfred-Wegener Stiftung, 4/99: 126-128; Bonn.
- KLIEWE, H. (1960): Die Insel Usedom in ihrer spät- und nacheiszeitlichen Formenentwicklung. – 277 S.; Berlin (VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften).
- KRIENKE, K. (2001): Südostrügen im Weichsel-Hochglazial Lithostratigraphische, lithofazielle, strukturgeologische und landschaftsgenetische Studien im Küstenraum Vorpommerns. – Dissertation, Universität Greifswald: 181 S.; Greifswald.
- LANGER, H. & KRIENKE, H.-D. (1983): Lithofazieskarte Quartär, Horizontkarte gW2-W3n; Greifswalder Oie/Ahlbeck 1269/1369; 1:50 000. – Berlin (VEB Kartographischer Dienst Potsdam).
- LOŽEK, V. (1964): Quartärmollusken der Tschechoslowakei. – *Rozprawy ústředního ústavu geologického*, 31: 374 S.; Praha.
- NIEDERMEYER, R.-O. (1995): E 16: Nordwest-Usedom. – In: DUPHORN, K., WERNER, F., JANKE, W., KLIEWE, H., NIEDERMEYER, R.-O. [Hrsg.]: *Die deutsche Ostseeküste*. – *Sammlung Geologischer Führer*, 88: 208-214; Stuttgart.
- RUCHHOLZ, K. (1979): Lithologie und Sedimentgefüge – ihre Bedeutung für die Methodologie sedimentgenetisch-tektonischer Untersuchungen in Vereisungsgebieten (Ein neues Konzept für Schicht- und Sedimentkörper-Deformationen). – *Zeitschrift für Geologische Wissenschaften*, 7 (2): 225-234; Berlin.
- RÜHBERG, N. (1995): Landschaftsformung beim Inlandeisabbau auf Insel Usedom und Mönchgut/Rügen. – *Nachrichten der Deutschen Geologischen Gesellschaft*, 54: 156-157; Hannover.

- SCHULZ, W. (1959): Die Schuppenstruktur des Jungpleistozäns im Bereich der aktiven Steilufer Mittelusedoms. – Berichte der Geologischen Gesellschaft der DDR, 4: 215-232; Berlin.
- SCHUMACHER, W. (1995): Zur geologischen Entwicklung der Insel Usedom im Quartär. – [In:] KATZUNG, G; HÜNEKE, H. & OBST, K [Hrsg.]: Geologie des südlichen Ostseeraumes – Umwelt und Untergrund. – Terra Nostra, Schriften der Alfred-Wegener Stiftung, 6/95: 157-175; Bonn.
- TGL 25 232 (1971): Analyse des Geschiebebestandes quartärer Grundmoränen. – Fachbereichsstandard, Bl. 1-6; Berlin (Zentrales Geologisches Institut).
- VERSE, G.; Niedermeyer, R.-O. & Strahl, J. (1999): Kleinskalige holozäne Meeresspiegelschwankungen an Überflutungsmooren des NE-deutschen Küstengebietes (Greifswalder Bodden, südliche Ostsee). – Meyniana, 51: 153-180; Kiel.
- WILLMANN, R. (1989): Muscheln & Schnecken der Nord- und Ostsee. – JNN Naturführer, 310 S.; Melsungen (Neumann-Neudamm).

**Autoren:**

Dipl. Geol. Gösta Hoffmann  
 Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald  
 Institut für Geologische Wissenschaften  
 Jahnstr. 17a  
 17487 Greifswald

Tel.: 03834/864489  
 E-mail: [goesta@uni-greifswald.de](mailto:goesta@uni-greifswald.de)



Dipl. Geol. Andreas Musloff, Dr. Tammo Meyer & Prof. Dr. Maria-Theresia Schafmeister  
 Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald  
 Institut für Geologische Wissenschaften  
 Jahnstr. 17a  
 17487 Greifswald

Manuskripteingang: 29.05.2003; angenommen: 20.08.2003



Peter FRENZEL, Jörg ANSORGE & Finn Andreas VIEHBERG

## **Der Greifswalder Stadtgraben vor der Industrialisierung – eine Paläomilieu-rekonstruktion vor archäologischem Hintergrund**

**The town moat of Greifswald – a palaeoenvironmental reconstruction with archaeological background**

### **Abstract**

An archaeological excavation in the old Hanse town Greifswald in North-eastern Germany revealed muddy sediments rich in molluscs and ostracods from the pre-industrial period. The sample was taken from the town moat of the old fortification system. A faunistic and floristic analysis by means of palaeoecological methods as well as comparison with the actual situation in the Recent remnants of this moat show a serious degradation of the habitat from moderate eutrophication (mesosaprobic) to an highly eutrophicated (polysaprobic) and structurally degraded environment. The historical sediment originates from a time between the 14<sup>th</sup> and 18<sup>th</sup> centuries and shows a diverse aquatic association in a small plant rich water body with no remarkable salt water input. The terrestrial gastropods and plant remains reflect vegetation and artificial constructions along the moat.

**Keywords:** archaeology, palaeoecology, palaeoenvironmental analysis, pollution, Ostracoda, Mollusca, Greifswald, Northeastern Germany

### **1 Einleitung**

In Greifswald, der zweitgrößten vorpommerschen Hansestadt wurden in den vergangenen zehn Jahren im Zusammenhang mit umfangreichen Baumaßnahmen zahlreiche archäologische Untersuchungen durchgeführt, die wesentliche Beiträge zur Frühgeschichte der Stadt erbrachten (u. a. SCHÄFER 2000).

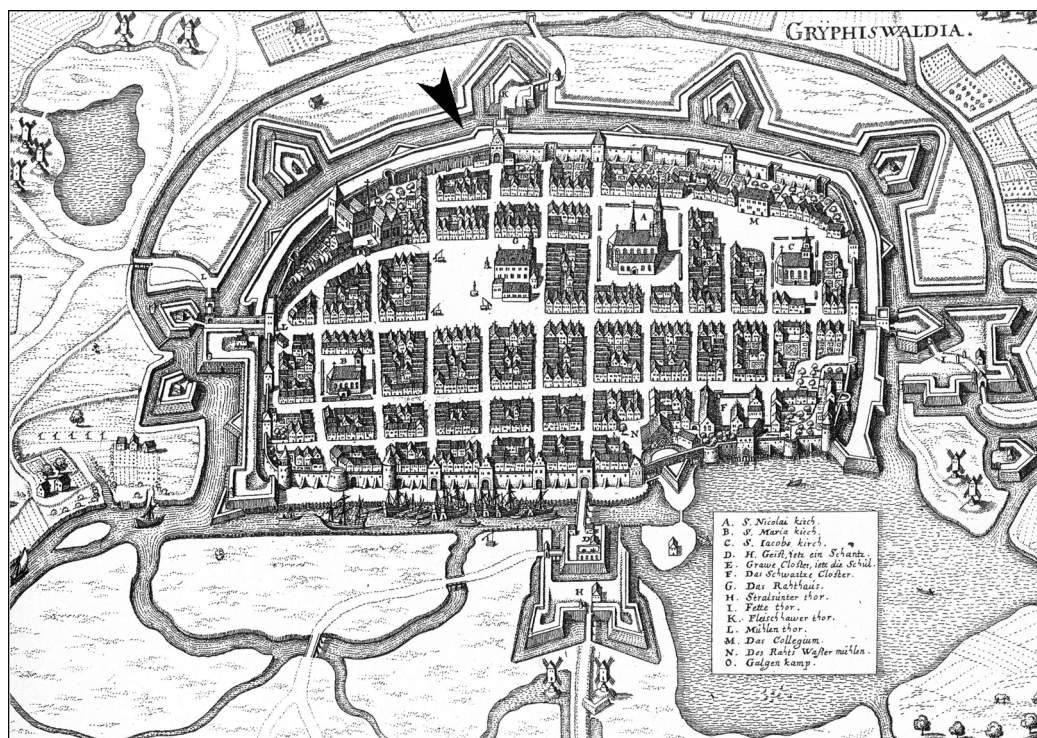
Im Sommer 2003 wurde in Greifswald der südliche Teil der Fleischerstraße umgestaltet, wobei Trinkwasser- und Regenwasserleitungen neu verlegt wurden. Die Erdarbeiten zu diesen Baumaßnahmen wurden durch das Landesamt für Bodendenkmalpflege Mecklenburg-Vorpommern, vertreten durch einen der Verfasser (ANSORGE), archäologisch begleitet. Im Bereich des mittleren Stadtgrabens konnten faunenreiche Sedimente beprobt werden, die Gegenstand der vorliegenden Untersuchung sind. Die Ergebnisse der paläontologischen Untersuchungen erlauben

einen Einblick in ein Biotop des Stadtgebietes vor der Industrialisierung und lassen einen Vergleich mit den heutigen Bedingungen zu.

## 1.1 Der Greifswalder Stadtgraben im historischen Rückblick

Die Hansestadt Greifswald liegt im Nordosten Deutschlands, im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern an der südlichen Ostseeküste.

Die Stadt, 1250 vom Pommernherzog Wartislaw III. mit dem Lübischen Recht ausgestattet, war aus einem wenige Jahre zuvor angelegten Marktflecken des Klosters Eldena am Südufer des Rycks, etwa 5 km westlich von dessen Mündung in die Dänische Wiek, hervorgegangen. Ursprünglich aus einer Altstadt mit den Quartieren um den Markt und die zwei Kirchen St. Marien und St. Nicolai sowie der Neustadt mit St. Jacobi bestehend, verfügte im Mai 1264 Wartislaw III., dass es in Greifswald künftig nur noch einen Markt, einen Gerichtsvogt und ein Recht geben sollte. Gleichzeitig erlaubte er der Stadt eine Mauer zu errichten und sich selbst zu verteidigen. Nach Norden war die Stadt durch den Ryck gegen mögliche Angreifer gut abgesichert. Nach Süden dagegen wurden außerhalb der die Stadt umgebenden Mauer aufwändige Verteidigungsanlagen in Form von Wällen, Gräben und Bastionen errichtet (Abb. 1).



**Abb. 1** Greifswald aus der Vogelschau von Norden, Kupferstich aus Topographia Electoratus Brandenburgici et Ducatus Pomeraniae Matthaei Merian Seel. Erben 1652, mit Darstellung der Verteidigungsanlagen und Festungsbauwerke. Der Pfeil weist auf den Stadtgraben im Bereich des Fleischersstrassenvortores.

Nachdem es ursprünglich eine hölzerne Palisadenreihe auf dem inneren Wall gab, wurde diese bereits um 1275 durch eine Backsteinmauer ersetzt und der innere Graben davor ausgehoben. Gegen Ende des 13. Jahrhunderts wurde die Stadtmauer mit Stadttoren und Türmen weiter befestigt. Im 14. Jahrhundert schütteten die Bürger der Stadt den mittleren Wall auf, vor dem der mittlere Graben (s. u.) lag. Der Durchgang durch diesen Wall erfolgte durch die Vortore, die durch Zingel mit den eigentlichen Stadttoren verbunden waren. Spätestens im 17. Jahrhundert erfolgte der Bau von vorgelagerten befestigten Bastionen, die ebenfalls von Gräben umflossen waren. Nachdem Greifswald 1631 unter schwedischen Einfluss gelangte und nach 1648 mit Vorpommern bis 1815 zu Schweden gehörte, erfolgte ein weiterer Ausbau der Befestigungsanlagen. Einmal noch konnten die Befestigungswerke im Jahre 1659 den Brandenburgischen Truppen unter Kurfürst Friedrich Wilhelm und deren Kanonade widerstehen. Wenige Jahre später, 1678, boten sie keinen ausreichenden Schutz mehr vor den verbesserten Feuerwaffen, sodass sich die Stadt erstmals in ihrer Geschichte fremden Invasoren öffnen musste und von Brandenburgischen Truppen besetzt wurde.

Nach diesem Ereignis begann ein unaufhaltsamer Verfall der Stadtmauer und Wallanlagen, der ab den Jahren um 1800 zum Abriss der Stadttore, teilweisen Verfüllung der Gräben und zur Planierung der Wallanlagen führte (SCHERER et al. 1989).

Der 1300 m lange Stadtgraben reicht vom nordwestlichen Einfluss am Ryck über den südlichen Zufluss am Busbahnhof, der aus der Fleischerwiese gespeist wird, bis zur nordöstlichen Anbindung am Stadthafen (Abb. 2).

In den Jahren 1980-84 erfolgte eine bauliche Erneuerung des Stadtgrabens als wichtiger Vorfluter der Regenentwässerung großer Teile der bebauten Stadtfläche, wobei der Graben über weite Strecken in einen Betonkanal eingefasst wurde (MARTENS et al. 1982, SCHERER et al. 1989).

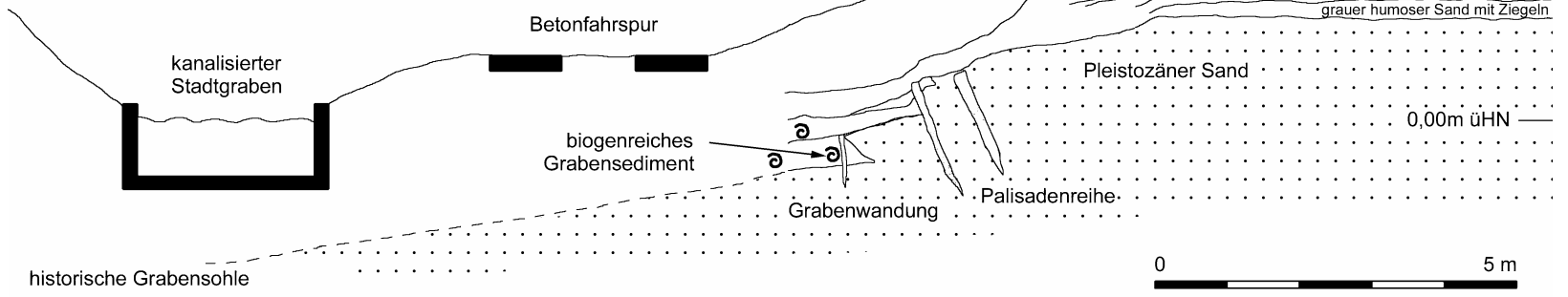
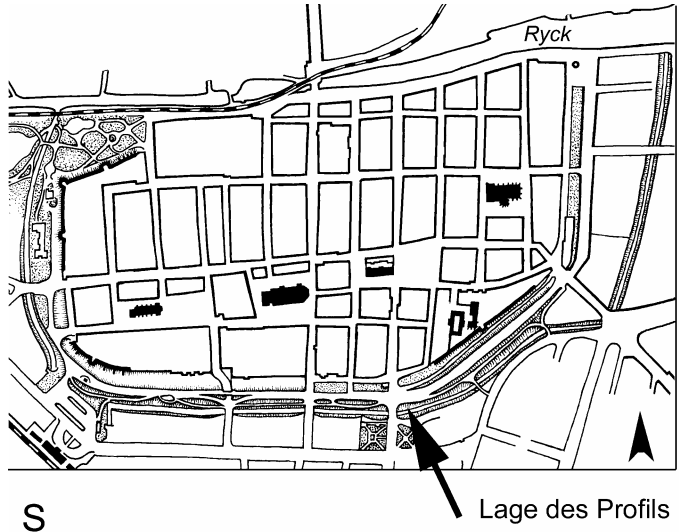
In historischer Zeit erfolgte der Sedimenteintrag in den Graben vorwiegend durch Erosion der steilen Hänge des mittleren und äußeren Walles.

Seit Beginn der Regenwasserkanalisation am Anfang des 20. Jahrhunderts wird durch Regenwasser, das in den Graben als Vorfluter eingeleitet wird, ebenfalls Sediment zugeführt. So ist heute, etwa 20 Jahre nach Einbau des Kanals, dieser zu mehr als der Hälfte mit Sediment gefüllt.

In einer Untersuchung der Wassergüte und Nährstofffrachten des Stadtgrabens in den Jahren 1990/91 wurde die Wasserqualität als sehr schlecht (hypersaprob und hypertroph), vor allem in den Sommermonaten, eingeschätzt (BARZ 1991) und dürfte sich seitdem nur unwesentlich verbessert haben.

N

Quartierplan der Hansestadt Greifswald mit Lage der Wälle und des Stadtgrabens



**Abb. 2** Lage der archäologischen Grabung am südlichen Rand der Altstadt Greifswalds und Profilschnitt durch den Wall und den südlich anschließenden Stadtgraben. Die organogenreichen, historischen Sedimente wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit beprobt und untersucht.

## 1.2 Archäologischer Hintergrund

Im südlichen Teil der Fleischerstrasse bog die Trasse für die Regenwasserleitung vor der Brücke über den Stadtgraben nach Südosten ab, wo auf dem Wall ein Sandfang mit 6 m Durchmesser eingebaut wurde. Von hier aus erfolgt in Zukunft der Überlauf des Regenwassers in den Stadtgraben. In den aufgenommenen Profilen konnten der Aufbau des mittleren Walles dokumentiert sowie die historische Nordwand des Grabens (Grabenwandung) festgestellt werden (Abb. 2).

Der Geschiebemergelkern der Greifswalder Altstadtinsel, der im Bereich des Domes St. Nicolai seine größte Höhe mit fast 5 m über HN erreicht, fällt nach allen Seiten mehr oder weniger deutlich ab. So wurde der unter dem Geschiebemergel anstehende pleistozäne Sand im Wallprofil bei etwa 1,60 m über HN festgestellt. Ein grauer, humoser Sand mit Ziegel- und Knochenresten, darüber eine etwa 40 cm mächtige Schicht gelben Lehms sind die ältesten anthropogenen Sedimente, bei denen es sich wahrscheinlich um Erhöhungsschichten aus der zweiten Hälfte des 13. Jahrhunderts handelt. Wie Keramikfunde belegen, begann die eigentliche Aufschüttung des mittleren Walles mit Sand und Lehm im 14. Jahrhundert, nachdem der Altstadt und Neustadt trennende Graben zugeschüttet wurde (ANSORGE & RÜTZ 1999).

Das Laufniveau des Walles im Bereich der Fleischerstraße liegt heute bei etwa 5,40 m über HN. Vor der Abtragung der Wallkrone dürfte diese hier sicher 2-3 m höher gewesen sein.

Am Wallfuß konnte eine doppelte Palisadenreihe aus unten angespitzten Holzpfeilen von etwa 15-20 cm Durchmesser nachgewiesen werden, die durch den Erddruck des Walles nach Süden gedrückt wurden. Die historische Nordwand des Stadtgrabens in Gestalt einer Pfostenreihe aus Ulmen- oder Erlenholz (Oberkante ca. 0,20 m unter HN) befand sich einen Meter südlich der Palisadenreihe. Die organisch reiche Sedimentfüllung des Grabens unmittelbar an der Grabenwand war etwa einen halben Meter mächtig und nahm zur Grabenmitte deutlich zu. Die große Häufigkeit und gute Erhaltung von Süßwasser- aber auch Landmollusken war Anlass hier eine Sedimentprobe zur Faunenanalyse zu entnehmen.

Eine Datierung der Sedimentprobe ist schwierig, da keine archäologischen Funde geborgen werden konnten. Zusätzlich ist das Sediment auch entschichtet, sodass man nur ganz allgemein auf eine Ablagerung zwischen Stadtgründung im Jahre 1250 und etwa 1800, der Zeit als die Wallanlagen abgetragen wurden, schließen kann. Wahrscheinlich wurde dieser Graben erst im Zuge der Aufschüttung des mittleren Walles angelegt (SCHERER et al. 1989: 7), sodass ein Sedimentationsbeginn erst im 14. Jahrhundert anzunehmen ist.

## 1.2 Paläontologische Arbeiten

Etwa 400 ml des in der archäologischen Grabung entnommenen historischen Grabensediments dienten der Aufbereitung und anschließenden Analyse. Das Sediment wurde zum Teil über zwei Siebe von 200 µm und 2 mm Maschenweite, der

größere Teil aber über 710 µm mit Wasser gesiebt. Der Rückstand auf dem 200 µm-Sieb aus etwa 2 ml Ausgangsmaterial wurde unter einem Stereomikroskop im Auflicht komplett ausgelesen. Ebenso wurde mit dem übrigen Material auf dem 710 µm-Sieb verfahren, wobei hier Ostrakoden, Chironomidenkopfkapseln sowie Früchte und Samen zum Teil im Rückstand verblieben und nicht in die quantitative Auswertung eingingen. Die aus der kleineren Fraktion ausgelesenen Ostrakodenschalen wurden auf einen mikropaläontologischen Objektträger überführt und mit Tragacanth fixiert. Die anschließende Vermessung der Klappen/Gehäuse erfolgte mittels eines kalibrierten Meßokulares ( $\pm 7 \mu\text{m}$ ). Anhand der Größenverhältnisse wurden die juvenilen Klappen den entsprechenden ontogenetischen Stadien zugeordnet.

Da bisher keine biologischen faunistisch/floristischen Untersuchungen zum Stadtgraben vorliegen, wurde im Oktober 2003 eine Oberflächensedimentprobe aus dem Stadtgraben unmittelbar neben der archäologischen Grabung, etwa 16 m östlich der Brücke entnommen. Die Aufbereitungsprozedur entspricht jener der historischen Probe.

Die Glühverlustbestimmung erfolgte durch Wägung vor und nach Erhitzen auf 500° C über 4 h.

Das Belegmaterial zur vorliegenden Arbeit wird in der Sammlung des Instituts für Geologische Wissenschaften der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald aufbewahrt.

## 2 Ergebnisse

### 2.1 Historisches Sediment

Bei dem aus der archäologischen Aufnahme stammenden Sediment handelt es sich um eine schwarze, leicht nach H<sub>2</sub>S riechende, feinsandige Mudde. Schichtungen oder andere Sedimentgefüge waren nicht erkennbar. Dafür waren bereits im Gelände zahlreiche Gastropoden und große Süßwassermuscheln erkennbar. Die Glühverlustbestimmung ergab 4,5 % des Trockengewichts. Ebenso wie die organischen Reste sind die karbonatischen Schalen, mit Ausnahme der angelösten *Anodonta*-Schalen, gut erhalten. Bei den meisten karbonatischen Organismenresten spielen weder Lösungserscheinungen noch mechanische Zerstörung eine Rolle.

Neben vereinzelt Steinen der Feinkiesfraktion kommen Holz, Pflanzenfasern, Ziegelbruch und Mörtelreste relativ häufig vor.

Folgende Taxa konnten nachgewiesen werden:

Wasserpflanzen:

*Myriophyllum* spec. [Tausendblatt]

*Nuphar lutea* [LINNAEUS] SM. [Grosse Teichrose]

*Ranunculus (Batrachium)* spec. [Wasserhahnenfuss]

*Sparganium erectum* [Ästiger Igelkolben]

## Landpflanzen:

Asteracea [Korbblütler]

Caryophyllacea: *Stellaria?* [Miere]

*Chenopodium album* LINNAEUS [Weißer Gänsefuß]

*Cirsium arvense?* [Acker-Kratzdiestel]

Cyperacea

*Polygonum convolvulus* [Windender Knöterich]

*Ranunculus flammula* LINNAEUS [Kleiner Sumpfhahnenfuß]

*Rubus fruticosus* LINNAEUS [Brombeere]

*Sambucus nigra* LINNAEUS [Schwarzer Holunder]

*Urtica dioica* LINNAEUS [Große Brennnessel]

## Mollusca [Weichtiere: Muscheln und Schnecken]:

### 1. Aquatische Mollusken:

*Acroloxus lacustris* (LINNAEUS, 1758) [Teich-Napfschnecke]

*Anisus (Anisus) leucostoma* (MILLET, 1813) [Weißmündige Tellerschnecke]

*Anodonta cygnea* (LINNAEUS, 1758) [Teichmuschel]

*Bithynia tentaculata* (LINNAEUS, 1758) [Gemeine Schnauzenschnecke]

*Gyraulus albus* (O. F. MÜLLER, 1774) [Weißes Posthörnchen]

*Pisidium* cf. *lilljeborgi* CLESSIN, 1886 [Kreisrunde Erbsenmuschel]

*Pisidium milium* HELD, 1836 [Eckige Erbsenmuschel]

*Planorbis carinatus* O. F. MÜLLER, 1774 [Gekielte Tellerschnecke]

*Radix auricularia* (LINNAEUS, 1758) [Ohrschlammschnecke]

*Segmentina nitida* (O. F. MÜLLER, 1774) [Glänzende Tellerschnecke]

*Stagnicola fuscus* (C. PFEIFFER, 1821)

*Stagnicola palustris* (O. F. MÜLLER, 1774) [Gemeine Sumpfschnecke]

Glochidien

### 2. Landschnecken

*Aegopinella nitidula* (DRAPARNAUD, 1805) [Rötliche Glanzschnecke]

*Bradybaena (Bradybaena) fruticum* (O. F. MÜLLER, 1774) [Genabelte Strauchschnecke]

*Carychium minimum* O. F. MÜLLER, 1774 [Bauchige Zwergschnecke]

Clausiliidae: Bruchstücke [Schließmundschnecken]

*Cochlicopa lubrica?* (O. F. MÜLLER, 1774) [Gemeine Achatschnecke]

*Discus (Discus) rotundatus* (O. F. MÜLLER, 1774) [Gefleckte Schüsselschnecke]

*Oxyloma elegans* (RISSO, 1826) [Schlanke Bernsteinschnecke]

*Vallonia costata* (O. F. MÜLLER, 1774) [Gerippte Grasschnecke]

## Ostracoda [Muschelkrebse]:

*Candona candida* (O.F. MÜLLER, 1776)

*Cyclocypris ovum* (JURINE, 1820)

*Fabaeformiscandona hyalina* (BRADY & ROBERTSON, 1870)

*Fabaeformiscandona protzi* (HARTWIG, 1898)

*Fabaeformiscandona* sp., juvenil

*Limnocythere inopinata* (BAIRD, 1843)

*Physocypris kraepelini* G.W. MÜLLER, 1903

*Pleisiocypridopsis newtoni* (BRADY & ROBERTSON, 1870)

*Pseudocandona compressa* (KOCH, 1838)

Insecta (Insekten):

Chironomidae [Zuckmücken]: Kopfkapseln von Larven

Trichoptera [Köcherfliegen]: Röhren von Larven; mindestens drei verschiedene, aus Quarzkörnern agglutinierte Formen

Coleoptera [Käfer]: Flügeldecken und andere Reste, u. a. ein Bruchstück einer Flügeldecke von *Dytiscus* sp. [Gelbrandkäfer]

Bryozoa [Moostierchen]:

*Plumatella repens* (LINNAEUS, 1758) oder *P. fungosa* (PALLAS, 1766): Statoblasten

Osteichthyes [Knochenfische]:

Schuppen, Wirbel und Knochenfragmente, darunter:

Cyprinidae: *Rutilus rutilus*? (LINNAEUS, 1758) [Plötze]

*Esox lucius* LINNAEUS, 1758 [Hecht]

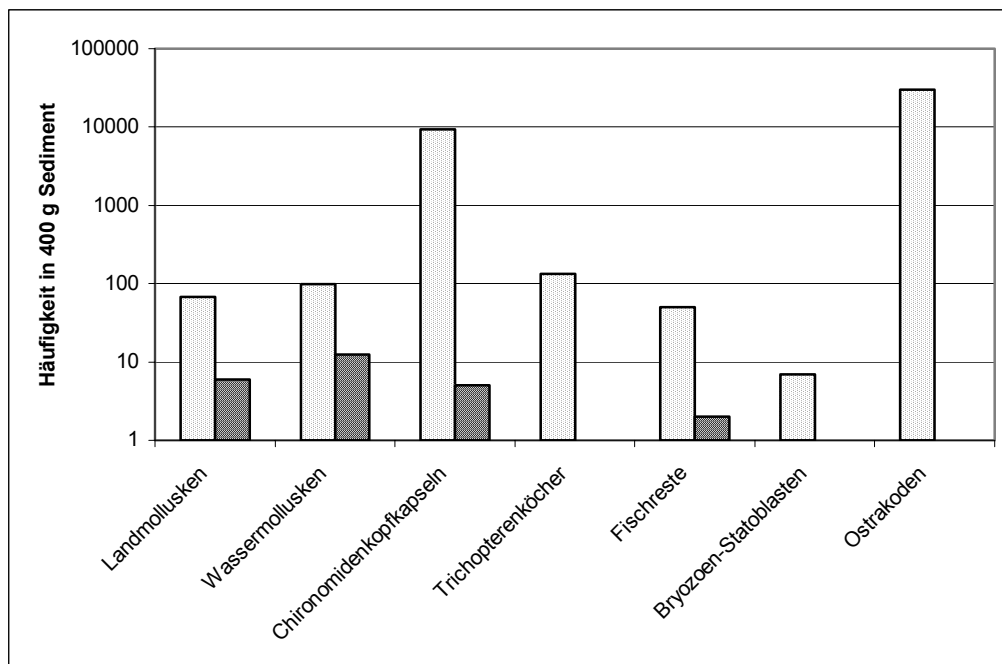
*Perca fluviatilis* LINNAEUS, 1758 [Flussbarsch]

Sonstiges:

*Coenococcum geophilum* (Sklerotien)

Bruchstücke von Eierschalen

Die häufigsten Komponenten der Fraktion <710 µm sind Ostrakoden mit etwa 150 Klappen pro 1 ml Sediment. In der gröberen Fraktion dominieren Molluskenreste und Trichopterenköcher (etwa 13 Exemplare in 10 ml). Auch Chironomidenkopfkapseln sind in beiden Fraktionen häufig (Abb. 3).



**Abb. 3** Vergleich der absoluten Häufigkeiten verschiedener Tiergruppen in der historischen (hell) und der rezente Sedimentprobe (dunkel) aus dem Stadtgraben. Deutlich sind die geringere Zahl von Organismenresten in der rezente Probe sowie das fast völlige Verschwinden des den Grund des Stadtgrabens bewohnenden Benthos zu erkennen.

**Tabelle 1** Ontogenetische Stadien der Ostrakoden mit Längenangaben aus dem historischen Stadtgraben

Taxa	Geschlecht	Klappen [n]	Stadium	Klappe	Länge [µm]		Höhe [µm]		H/L		Breite [µm]	
					Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
<i>Candona candida</i>	w	14	Adult	LV	1120	1250	620	640	0,51	0,56	400	400
	w	8	A-1	RV	1010	1050	580	580	0,55	0,57	350	350
		3	A-2	RV	960		520		0,54			
		13	A-3	LV	870		460		0,52			
		6	A-4	LV	800	800	420	430	0,52	0,53		
		18	A-5	LV	620	640	340	350	0,54	0,55		
		9	A-6	LV	500	520	270	280	0,53	0,55		
<i>Cyclocypris ovum</i>		15	Adult	LV	510		310	320	0,61	0,63	270	
		7	A-1	LV	450		270		0,60			
		8	A-2	LV	380		230		0,63			
<i>Fabaeformiscandona hyalina</i>	m	2	Adult	LV	1410	1420	710		0,50			
	w	6	Adult	LV	1380		680		0,50			
	m	1	A-1	LV	1270		630		0,48	0,49		
	w	4	A-1	LV	1050	1060	510	520	0,49	0,50		
		6	A-2	LV	990	1030	470	500	0,47	0,49		
		4	A-3	LV	750		370		0,49			
		2	A-4	RV	630	650	290	310	0,47	0,48		
<i>Fabaeformiscandona protzi</i>	m	3	Adult	RV	1090		540	560	0,49	0,52		
	w	8	Adult	RV	1020	1060	500	520	0,49	0,49		
	m	1	A-1	RV	950	990	480	510	0,50	0,51		
	w	3	A-1	RV	960		470		0,49			
		9	A-2	RV	800	820	390	390	0,48	0,47		
		1	A-3	LV	680	680	350	350	0,51	0,51		
		4	A-4	RV	620	630	310	310	0,49	0,50		
		1	A-5	LV	570		270		0,47			
		2	A-6	RV	390	410	200	210	0,52	0,52		
<i>Fabaeformiscandona sp., juvenil</i>		2		RV	980	1000	480	500	0,48	0,51		
<i>Limnocythere inopinata</i>	w	2	Adult	RV	670		390		0,58			
	w	1	A-1	RV	540		310		0,58			
	w	1	A-3	RV	420		240		0,58			
<i>Pleisiocypridopsis newtoni</i>	w	7	Adult	LV	860		510		0,59			
<i>Physocypria kraepelini</i>		1	Adult	LV	630		420		0,66			
		1	A-1	LV	550		360		0,65			
<i>Pseudocandona compressa</i>	m	21	Adult	LV	870	940	500	540	0,57	0,58	400	400
	w	6	Adult	LV	910	930	540	560	0,59	0,61	430	430
	m	3	A-1	RV	800	860	450	480	0,55	0,56		
	w	9	A-1	LV	830	850	490	500	0,58	0,59		
		35	A-2	LV	680	760	360	420	0,53	0,56		
		4	A-3	LV	650	670	360	360	0,54	0,56	280	280
		31	A-4	LV	540	580	290	310	0,51	0,55	230	230
	9	A-5	LV	410	460	210	240	0,52	0,55			

Taxonomische Bemerkung zu den Ostrakoden: Auffallend ist der fast fließende Übergang der Larvenstadien A-3 zu A-2 der Art *P. compressa* (Tabelle 1). Ähnliches trifft für *F. hyalina* zwischen A-2 und A-1 zu. In beiden Fällen ist der Geschlechtsdimorphismus nicht berücksichtigt. Die intraspezifische Variabilität der einzelnen Individuen bei *P. compressa* ist groß und kann vermutlich durch veränderte Umweltparameter beeinflusst werden (z. B. Sauerstoffkonzentration, Leitfähigkeit).

## 2.2 Rezent es Oberflächensediment

Das rezente Sediment des Stadtgrabens ist ein schwarzer, nach H<sub>2</sub>S riechender Mittelsand mit Steinen der Feinkiesfraktion. Ziegelbruch, Mörtelstücke, Glassplitter, Schlacke, Steinkohle- und Plastikstücke sind anthropogene Komponenten dieser Fraktion. Falllaub von den umstehenden Bäumen bedeckt den Grund des Grabens.

Pflanzenreste, auch Früchte und Samen, sind häufig. Die Fauna ist jedoch gegenüber der historischen Probe signifikant ärmer. Insbesondere die in der historischen Probe häufigen Ostrakoden und Trichopterenköcher fehlen.

Pflanzenreste:

*Abies* [Tanne]  
*Betula pendula* ROTH [Hänge-Birke]  
*Carpinus betulus?* LINNAEUS [Hainbuche]  
*Papaver cf. rhoeas* LINNAEUS [Klatsch-Mohn]  
*Potentilla* oder *Fragaria* (schlecht erhalten)  
*Rubus fruticosus* LINNAEUS [Brombeere]  
*Sambucus nigra* LINNAEUS [Schwarzer Holunder]  
*Stellaria media?* (LINNAEUS) VILL. [Vogelmiere]  
*Taraxacum officinale* LINNAEUS [Löwenzahn]  
Blätter und Zweigstücke

Mollusca [Weichtiere: Muscheln und Schnecken]:

1. Aquatische Mollusken:

*Anisus (Anisus) leucostoma* (MILLET, 1813) [Weißmündige Tellerschnecke]  
*Musculium lacustre* (O. F. MÜLLER, 1774) [Häubchenmuschel]: ein Bruchstück  
*Physella acuta* (DRAPARNAUD, 1805) [Spitze Blasenschnecke]  
*Radix ovata* (DRAPARNAUD, 1805) [Eiförmige Schlammschnecke]

2. Landschnecken:

*Discus (Discus) rotundatus* (O. F. MÜLLER, 1774) [Gefleckte Schüsselschnecke]  
*Oxychilus (Oxychilus) cellarius* (O. F. MÜLLER, 1774) [Keller-Glanzschnecke]  
*Succinea (Succinea) putris* (LINNAEUS, 1758) [Gemeine Bernsteinschnecke]  
*Trichia (Trichia) hispida* (LINNAEUS, 1758) [Gemeine Haarschnecke]

Acari [Milben]:

Körper ohne Anhänge

Cladocera [Wasserflöhe]:

Carapaxreste und Ehippien

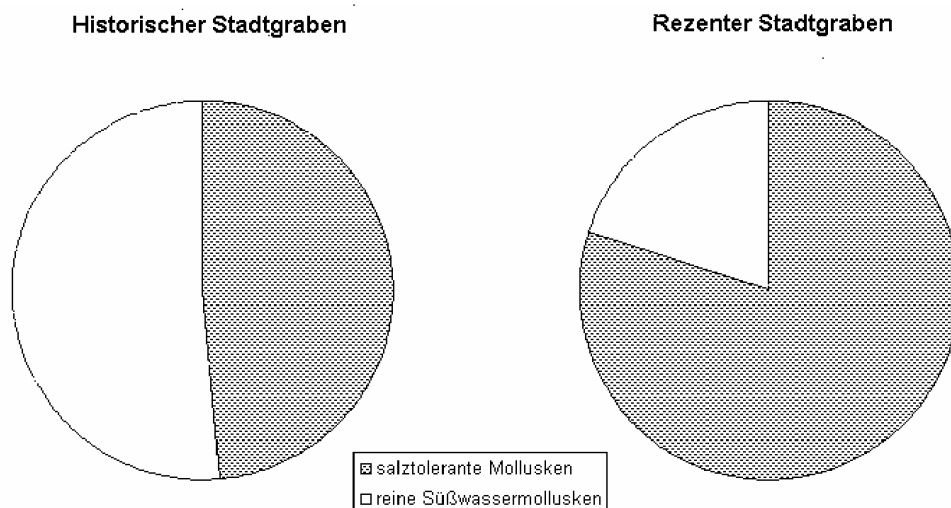
Insecta (Insekten):

Chironomidae [Zuckmücken]: Kopfkapseln von Larven  
Coleoptera [Käfer]: Flügeldecken und andere Reste  
Osteichthyes [Knochenfische]:  
Schuppen

### 3 Interpretation

#### 3.1 Historisches Sediment

Die reiche Ostrakodenfauna des historischen Stadtgrabens ist für die Rekonstruktion des Paläomilieus besonders aussagekräftig. Der Nachweis von zahlreichen Larvenstadien (Tabelle 1 und 2) deutet auf eine stabile, autochthone Population am Standort hin. Zusätzlich wanderten Elemente aus dem Fluss Ryck sporadisch ein (z. B. *Physocypria kraepelini* MÜLLER, 1903). Der Ryck führt heute im Kontaktbereich zum Stadtgraben aufgrund der geringen Entfernung zum Greifswalder Bodden oligohalines Wasser. Dennoch kann eine Salzwasserbeeinflussung durch Rückstaueffekte am historischen Befund nicht eindeutig nachgewiesen werden. Typische Brackwasserostrakoden des rezenten Rycks, wie z. B. *Cyprideis torosa* (JONES, 1850) oder *Cytheromorpha fuscata* (HIRSCHMANN, 1912) (STAMMER 1928, VIEHBERG 2000, FRENZEL & VIEHBERG eingereicht) fehlen im Stadtgraben, zumindest im untersuchten Bereich. Andererseits beinhaltet die vorliegende Ostrakodenfauna nur mesohalines Wasser tolerierende Arten, sodass ein temporärer Salzwassereinfluss denkbar ist. Etwa die Hälfte der nachgewiesenen aquatischen Mollusken sind Brackwasser tolerierende Arten (Abb. 4) und auch die nachgewiesenen Fischarten tolerieren ausnahmslos Brackwasser.



**Abb. 4** Vergleich der Anteile salztoleranter Arten an der aquatischen Molluskenfauna der historischen und der rezenten Sedimentprobe aus dem Greifswalder Stadtgraben.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden nur wenige geschlossene Gehäuse von juvenilen Ostrakoden beobachtet. Die geringe Larvenmortalität lässt den Rückschluss auf stabile Milieubedingungen an der Lokalität zu. Der hohe Anteil salzwassertoleranter Taxa sowie das Fehlen von echten Brackwasserarten sprechen für sporadische Beeinflussung des Stadtgrabens durch das Wasser des Rycks. Vermutlich bestand zur Zeit der Sedimentation eine dominante Flussrichtung vom Stadtgraben in den Ryck, sodass es nur bei Hochwasserereignissen zu Salzwassereinstrom kam.

Rezente Untersuchungen zur Ostrakodenfauna in Stadtgewässern wurden im Rahmen des Projektes „Stadtlandschaftsentwicklung Greifswald“, welches vom Bundesamt für Naturschutz gefördert wird, durchgeführt (VIEHBERG 2000). Danach sind die aus dem historischen Stadtgraben beschriebenen Arten zum größten Teil auch in weiteren Stadtgewässern bzw. aus Lokalitäten des Umlandes in der rezenten und subfossilen Fauna bekannt (VIEHBERG 2001, FRENZEL & VIEHBERG eingereicht). Ein Vergleich mit dem angrenzenden Fluss Ryck verdeutlicht die relativ artenarme Zusammensetzung des Stadtgrabens. Bis auf die Art *F. hyalina* konnten sämtlich Arten in der rezenten Fauna des Rycks (STAMMER 1928, VIEHBERG 2000) dokumentiert werden. Eine Rekrutierung der Arten aus dem Inventar des Rycks, wie bereits oben angedeutet, ist anzunehmen, was für eine im untersuchten Zeitabschnitt bestehende Verbindung beider Gewässer spricht.

Obwohl mehrere Wasserpflanzentaxa nachgewiesen werden konnten, fehlen Characeen. Die große Zahl von auf Pflanzen lebenden aquatischen Schnecken (GLÖER & MEIER-BROOK 1994) deutet auf einen dichten Bewuchs des Stadtgrabens hin.

Die innerhalb der Ostrakodenfauna dominierenden Arten *Pseudocandona compressa* und *Candona candida* sowie die subdominanten Arten *Fabaeformiscandona protzi* und *Fabaeformiscandona hyalina* weisen auf ein flaches, strukturreiches Gewässer mit stark organogenhaltigem Sediment hin (HILLER 1972, VESPER 1975). Das geringe Auftreten von schwimmenden Arten im Verhältnis zu kriechenden Arten spricht für eine ausreichende Sauerstoffversorgung an der Sedimentoberfläche (VIEHBERG 2000). Aufgrund der allgemein hohen Abundanz kann auf eine erhöhte Produktivität im Gewässer geschlossen und eine hohe Trophieebene angenommen werden. Anhand der Saprobiewerte der nachgewiesenen aquatischen Taxa (Trichopteren, Mollusken und Bryozoen-Statoblasten) ist der Zustand des historischen Stadtgrabens als mäßig bis eventuell kritisch belastet im Sinne des Klassifikationsschemas durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) einzuschätzen (SCHWOERBEL 1993). Eine exakte Einschätzung ist nicht möglich, da von den Indikatoren der Wasserqualität nur ein Teil fossil erhaltungsfähig ist.

Die Landflora weist mehrere Arten auf, die für den Standort innerhalb der Befestigungsanlagen charakteristisch erscheinen. Der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*) ist wie auch die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und der Weiße Gänsefuß (*Chenopodium album*) ein typischer Kulturbegleiter, der auf Stickstoffeinträge hinweist (ELLENBERG et al. 1992, DÜLL & KUTZELNIGG 1994). Die Sklerotien von *Coenococcum geophilum* wurden wahrscheinlich mit Rohhumusboden vom Wall in den Graben eingespült. Die Landschnecken

(Tabelle 2) sind fast ausnahmslos Bewohner feuchter bis nasser Biotope (LOŽEK 1964, KERNEY et al. 1983), stammen also aus der unmittelbaren Umgebung des Grabens. Auffallend ist die große Häufigkeit von in Gebüsch vorkommenden Arten, wie *Bradybaena fruticum* und *Aegopinella nitidula*, die einen starken Bewuchs des Walles nahe legen. *Aegopinella nitidula* und *Discus rotundatus* kommen rezent oft in anthropogenen Habitaten vor (KERNEY et al. 1983) – sie sind auch in der Sedimentprobe relativ häufig (Tabelle 2).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Zusammensetzung der aquatischen Fauna für ein mäßig eutrophiertes, kleineres, langsam fließendes Gewässer mit reichem Bewuchs durch submerse Makrophyten spricht, während die eingespülten Elemente der terrestrischen Fauna und Flora die bewachsenen Befestigungsanlagen und das periphere Stadtgebiet repräsentieren.

**Tabelle 2** Mollusken aus dem historischen und rezenten Greifswalder Stadtgraben in je etwa 400 ml Sediment.

Stadtgraben, Greifswald	Anzahl (historisch)	Anzahl (rezent)
<i>Acroloxus lacustris</i>	2	
<i>Anisus leucostoma</i>	8	1
<i>Anodonta cygnea</i>	1	
<i>Bithynia tentaculata</i>	33	
<i>Gyraulus albus</i>	14	
<i>Musculium lacustre</i>		0,5
<i>Physella acuta</i>		1
<i>Pisidium</i> cf. <i>lilljeborgi</i>	1,5	
<i>Pisidium milium</i>	9,5	
<i>Planorbis carinatus</i>	2	
<i>Radix auricularia</i>	13	
<i>Radix ovata</i>		10
<i>Segmentina nitida</i>	4	
<i>Stagnicola fuscus</i>	10	
<i>Stagnicola palustris</i>	1	
<i>Aegopinella nitidula</i>	5	
<i>Bradybaena fruticum</i>	23	
<i>Carychium minimum</i>	5	
<i>Clausilia</i> sp.	4	
<i>Cochlicopa lubrica?</i>	3	
<i>Discus rotundatus</i>	8	2
<i>Oxychilus (Oxychilus) cellarius</i>		1
<i>Oxystoma elegans</i>	18	
<i>Succinea (Succinea) putris</i>		1
<i>Trichia (Trichia) hispida</i>		2
<i>Vallonia costata</i>	2	
Mollusken (gesamt)	167	18,5

### 3.2 Rezent es Oberflächensediment

Obwohl auch das historische Sediment Anzeichen von Eutrophierung zeigt, ist doch die rezente Gemeinschaft deutlich verarmt (Abb. 3). Neben sicher ungünstigeren Umweltbedingungen spielt aber auch die durch die Regenwassereinleitung stark erhöhte Sedimentationsrate eine Rolle für die niedrigen Individuenzahlen des rezenten Sedimentes aus dem Stadtgraben.

Das Benthos beinhaltet nur noch wenige Chironomidenlarven und Mollusken, von denen die extrem anpassungsfähige, auf Pflanzen lebende *Radix ovata* mit Abstand am häufigsten ist. Trichopteren und Ostrakoden fehlen völlig. Das Massenvorkommen von Cladoceren spricht für ein Extrembiotop, wo diese gegenüber Sauerstoffmangel widerstandsfähigen Vertreter des Zooplanktons vor Fressfeinden geschützt sind. Nur zwei Fischschuppen wurden gefunden. Submerse Makrophyten fehlen. Diese Befunde zeichnen ein für das Benthos aber auch Plankton und Nekton ungünstiges Biotop, was durch Sauerstoff- und Strukturmangel gekennzeichnet ist. Hier spiegelt sich die Einschätzung des Zustandes des rezenten Greifswalder Stadtgrabens als polysaprob (vgl. BARZ 1991) wider. Der heutige Stadtgraben ist durch ein Wehr vom Ryck getrennt. Wahrscheinlich spiegelt der hohe Anteil Brackwasser tolerierender Arten (Abb. 4), eher erhöhte Leitfähigkeiten durch anthropogene Einträge als Brackwassereinfluss wider.

Aus dem terrestrischen Umfeld des Stadtgrabens finden sich massenhaft Blätter und Zweigstücke sowie viele Früchte und Samen, darunter auch viele exotische Taxa, die nicht bestimmt werden konnten. Landschnecken sind seltener als im historischen Sediment (Abb. 3). Möglicherweise steht dies mit der erhöhten Sedimentationsrate und der größeren Entfernung vom Wallfuß in Zusammenhang. Unter den wenigen nachgewiesenen Individuen ist die Hälfte typisch für anthropogene Habitate, wie es bei der Lage in der Innenstadt auch zu erwarten ist. Die Zahl der gefundenen Gehäuse ist aber zu gering, um weitere Schlussfolgerungen ziehen zu können.

## 4 Schlussfolgerungen

Obwohl sich in der historischen Sedimentprobe bereits Eutrophierung und anthropogene Einflüsse bemerkbar machen, wies doch der Stadtgraben in der vorindustriellen Epoche einen deutlich besseren Zustand als heute auf. Heute ist das Benthos nahezu erloschen und im freien Wasser ist die Diversität sehr niedrig. Ursachen sind sicherlich die nicht mehr funktionierende Selbstreinigung, die Fassung des Grabens als Kanal, was zum Verlust der Uferzonen führte, und möglicherweise auch die Einleitung toxischer Stoffe, die vor der Industrialisierung noch keine Rolle spielte. Allerdings erhöhte sich durch die Einleitung des Regenwassers aus der Kanalisation der Stadt die Sedimentationsrate beträchtlich und das Sediment wurde gröber. Eine hohe Sedimentationsrate ist für viele Benthonten problematisch und führt andererseits auch zu einer Verringerung der Anzahl der erhaltenen Organismenreste im gleichem Sedimentvolumen gegenüber geringeren Sedimentationsraten. Wir schätzen eine Entwicklung von einem mäßig belasteten Gewässer der vorindustriellen Epoche zu einem sehr stark verschmutzten unserer Tage ab.

## Danksagung

Wir danken Frau Elke Mandelkow und Herrn Dr. Dierk Michaelis (beide Universität Greifswald) für die Bestimmung der botanischen Großreste sowie Herrn Dr. Helmut Winkler (Universität Rostock) für die Bestimmung der Fischreste. Herr Dr. Reinhard Heerkloß (Universität Rostock) bereicherte mit kritischen Anmerkungen unser Manuskript. Die Arbeit des Erstautoren wird durch ein Habilitationsstipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert.

## Literatur

- ANSORGE, J & RÜTZ, T. (1999): Hansestadt Greifswald, Lange Str. 47 - ein Grundstück auf dem ehemaligen Stadtgraben. – Bodendenkmalpflege in Mecklenburg-Vorpommern, Jahrbuch, 1998-46: 297-317.
- BARZ, A. (1991): Untersuchungen der Wassergüten und Nährstofffrachten des Rycks und seiner wichtigsten Zuflüsse im Stadtgebiet von Greifswald. – [unveröff.] Staatsexamensarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität, Geographisches Institut, 35 S. + Anl.; Greifswald.
- DÜLL, R. & KUTZELNIGG, H. (1994): Botanisch-ökologisches Exkursionstaschenbuch: Das Wichtigste zur Biologie ausgewählter wildwachsender und kultivierter Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (5. Aufl.). – 590 S.; Heidelberg u. a. (Quelle & Meyer).
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen Mitteleuropas. – 258 S.; Göttingen (E. Goltze).
- FRENZEL, P. & VIEHBERG, F. A. (im Druck): Checklist of Recent und Quaternary ostracods (Crustacea) from freshwater, brackish and marine environments in Mecklenburg-Vorpommern, NE-Germany. - *Revista Española de Micropaleontología*: 32 MS.
- GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (1994): Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. – 136 S.; Hamburg (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung).
- HILLER, D. (1972): Untersuchungen zur Biologie und zur Ökologie limnischer Ostracoden aus der Umgebung von Hamburg. - *Archiv für Hydrobiologie*, 40: 400-497.
- KERNEY, M. P.; CAMERON, R. A. D. & JUNGBLUTH, J. H. (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. – 384 S.; Berlin (Paul Parey).
- LOŽEK, V. (1964): Quartärmollusken der Tschechoslowakei. – *Rozprawy Ústředního Ústavu Geologického*, 31: 376 S.
- MARTENS, G.; WENGHÖFER, H.-G. & ZORN, P. (1982): Ausbau des Greifswalder Stadtgrabens. – *Wasserwirtschaft, Wassertechnik*, 36 (7): 240-241.
- MEISCH, C. (2000): Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe [In:]: Süßwasserfauna von Mitteleuropa, 8 (3): 522 S.; Stuttgart (Akad. Verl. Spektrum).
- SCHÄFER, H. (2000): Ergebniss der Stadtkernarchäologie in Greifswald. – [In:] WERNICKE, H. [Hrsg.]: Greifswald. Geschichte der Stadt: 443-450; Schwerin (Thomas Helms Verlag).
- SCHERER, F.; WENGHÖFER, H.-G. & ZIELINSKI, M. (1989): Vom Festungswall zur Promenade. – 55 S.; Greifswald (Rat der Stadt Greifswald, Greifswald Information).
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie (7. Aufl.). – 387 S.; Stuttgart, Jena (Gustav Fischer).
- STAMMER, H. J. (1928): Die Fauna der Ryckmündung, eine Brackwasserstudie. - *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere*, 11 (1/2): 36-101.
- VESPER, B. (1975): Ein Beitrag zur Ostracodenfauna Schleswig-Holsteins. - *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut*, 72: 97-108.
- VIEHBERG, F. A. (2000): Faunistische und ökologische Untersuchungen zur Ostracodenfauna ausgewählter Kleingewässer der Stadt Greifswald. – [unveröff.] Diplomarbeit, Zoologisches Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität: 144 S.; Greifswald.
- VIEHBERG, F. A. (2001): Neue Erkenntnisse zur Ostrakodenfauna (Crustacea) von Greifswald und Umgebung. - *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern*, 44 (1): 57-60.

**Autoren:**

Dr. Peter Frenzel  
Institut für Aquatische Ökologie der Universität Rostock  
Albert-Einstein-Str. 3  
D – 18051 Rostock

E-mail: Peter-Frenzel@t-online.de

Dr. Jörg Ansorge  
Dorfstr. 7  
D – 18519 Horst

E-mail: ansorge@uni-greifswald.de

Dipl.-Biol. Finn Andreas Viehberg  
Institut für Geologische Wissenschaften der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald  
Friedrich-Ludwig-Jahn-Str. 17A  
D – 17489 Greifswald

E-mail: Finn@uni-greifswald.de

Manuskripteingang: 21.10.2003; angenommen: 30.10.2003



Ivo BOBSIEN & Britta MUNKES

## **Saisonale Variation der Fischgemeinschaft und Habitatstruktur einer Seegraswiese (*Zostera marina* L.) der südlichen Ostsee**

**Seasonal variation of fish community and habitat structure in an eelgrass bed (*Zostera marina* L.) in the southern Baltic Sea**

### **Abstract**

A *Zostera marina* eelgrass bed in Greifswalder Bodden and its associated fish community were quantitatively investigated in monthly intervals from May to December 2002 to determine aspects of their community structure. Ten fish species were detected, five of which were dominant in the catches. Abundances and biomasses of fish and eelgrass shoot densities indicated strong variations and showed seasonal characteristics with maximum values in spring and summer. A weak correlation was observed between the biomass of the straight nosed pipefish and leaf area of sea grass. A significant correlation was detected between fish abundance, fish biomass and temperature, when the three-spined stickleback, which reached highest abundance only during the spawning season in May, was not taken into account. A correlation between eelgrass biomass and water temperature was also found. But there was no evidence of correlation between eelgrass biomass and fish biomass. Water temperature represents the main factor controlling eelgrass habitat and fish community.

**Keywords:** *Zostera marina*, eelgrass bed, fish community, habitat structure, seasonal variation, Baltic Sea, Vilm island

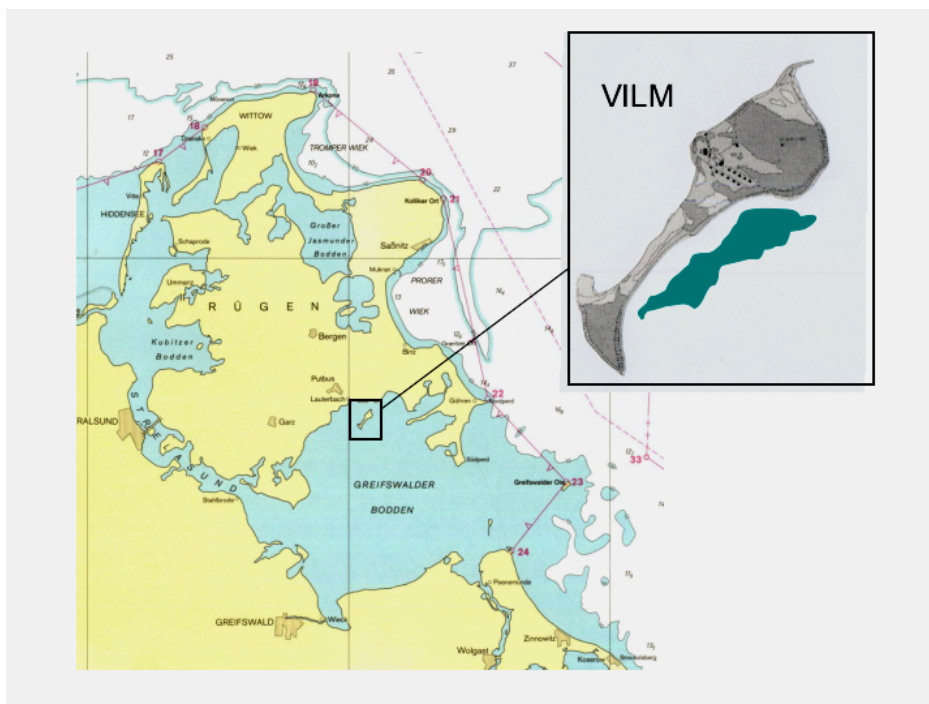
### **1 Einleitung**

Seegraswiesen besitzen eine große ökologische Bedeutung. Sie übernehmen vielfältige physikalische, chemische und biologische Funktionen und bestimmen als räumlich strukturgebendes Element die Komplexität des Habitats (BELL et al. 1991). Sie bieten Schutz vor Räubern und Verdriftung und dienen einer Vielzahl von Organismen als Laich- und Aufwuchsgebiet (STONER 1982, MURPHY et al. 2000). Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass die mit Seegraswiesen assoziierte Fischfauna diverser ist und höhere Dichten aufweist als die Fischfauna angrenzender Sandgebiete (HYNDES 2000). Die Pflanzenbiomasse und die Fischabundanzen sind häufig positiv korreliert (ORTH et al. 1984). Der Artenreichtum der Fauna kann zum

einen mit dem im Vergleich zu anderen Habitaten höheren Nahrungsangebot und zum anderen mit den erhöhten Überlebensraten von Beuteorganismen erklärt werden. ORTH & HECK (1980) fanden einen Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum bzw. der Gesamt-Abundanz von Fischen und der Seegrasbiomasse in Chesapeake Bay. Sie betrachteten diesen Effekt jedoch nicht in Abhängigkeit von der saisonalen Variation der Fischabundanz. STONER (1983) untersuchte verschiedene Seegrasstrukturparameter in Abhängigkeit von der Fischbesiedlung. An einem Standort fand er die stärkste Korrelation zwischen der Fischabundanz und der Seegrasbiomasse. An einem anderen Standort korrelierte die Fischabundanz mit der Blattdichte. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Fischfauna einer Seegraswiese (*Zostera marina* LINNAEUS, 1758) in monatlichen Intervallen mit einem Einschlussfanggerät beprobt. Der Artenreichtum, die Abundanz und die Biomasse der gefangenen Fische wurde bestimmt. Parallel dazu wurden die Sprossdichten, die Blattoberfläche und die Biomassen der Seegraspflanzen ermittelt, sowie Wassertemperatur, Salinität und Secchi-Tiefe erfasst. Das saisonale Besiedlungsmuster der Fischgemeinschaft wurde mit abiotischen Faktoren und Strukturparametern der Seegraswiese korreliert.

## 2 Untersuchungsgebiet

Eine Seegraswiese auf der Ostseite der Insel Vilm (Greifswalder Bodden) wurde untersucht (Abb. 1).



**Abb. 1** Der Greifswalder Bodden und die Insel Vilm. Die grüne Fläche im Südosten der Insel zeigt die Lage und Ausdehnung der Seegraswiese

Der Greifswalder Bodden ist durch ein sehr hohes Nährstoffangebot und eine hohe pelagische Primärproduktion charakterisiert. Es besteht kein Tidenhub. Aperiodische Wasserstandsschwankungen zwischen 30-60 cm sind abhängig von der Windrichtung und der Windstärke. Die Salinität variiert zwischen 5-9 PSU (Practical Salinity Unit). Seegras kommt in einer Tiefe von 2.3-3.4 m vor und bildet einen monotypischen Bestand, der gelegentlich durch kleine Sandflächen unterbrochen wird. Das Untersuchungsgebiet ist häufig starkem Wind und Wellengang ausgesetzt. Das Sediment ist sandig-feinkiesig mit wenigen großen Steinen. Zum Ufer hin ist die Seegraswiese durch ausgedehnte Bestände des Kamm-Laichkrauts (*Potamogeton pectinatus* Linnaeus, 1753) und zur offenen Boddenseite durch Sandflächen begrenzt.

### **3 Material und Methoden**

#### **3.1 Abiotische Parameter**

Einmal wöchentlich wurden die Wassertemperatur und Salinität mit Hilfe einer Leitfähigkeitsmesssonde mit Temperaturfühler (WTW 196) aufgenommen und die Sichttiefe mit einer Secchi-Scheibe ermittelt.

#### **3.2 Seegras**

Die Seegrassprossdichten wurden in 10 Quadraten mit einer Fläche von jeweils 25 cm<sup>2</sup> von einem Taucher ausgezählt. Für die Bestimmung der Sprossparameter wurden 6 Seegrasunterproben zufällig genommen, die aus jeweils 10-12 nebeneinander stehenden Seegraspflanzen bestanden. Die Seegrasssprosse wurden voneinander getrennt und die Blattlänge, die Blattoberfläche sowie die Blattanzahl pro Spross (vegetative und reproduktiv) ermittelt. Die Bestimmung der Blattlänge erfolgte auf 0.1 cm genau. Für die Blattoberfläche wurde die Breite an zwei Stellen jedes Blattes gemessen und zusammen mit der Blattlänge die Blattoberfläche berechnet. Für die Bestimmung der Trockenmasse wurden die Proben für 24 h bei 60°C getrocknet (Short & Duarte 2001). Die Feuchtmasse (FM) über dem Sediment (above ground biomass = OG-Biomasse) wurde rückwirkend anhand der Trockenmasse (TM) berechnet. Im Rahmen eines Monitorings derselben Seegraswiese im Jahr 2001 wurde der Umrechnungsfaktor zwischen der Feucht- und Trockenmasse des Seegrases ermittelt ( $TM [g] = 0.032 + 0.107 FM [g]$ ;  $R^2 = 0,93$ ;  $n=203$ ).

#### **3.3 Fische**

Parallel zu den Strukturparametern des Seegrases wurde die Kleinfischfauna in monatlichen Intervallen mit Hilfe eines Einschlussfängergerätes beprobt. Dazu wurde ein Netzkäfig über der Seegraswiese abgesenkt, mittels eines Rollladens die Unterseite verschlossen und die so eingefangenen Fische mit dem Käfig in ein Boot gehievt. Pro Fangeinsatz (Hol) wurden 2 m<sup>2</sup> Seegraswiese beprobt. Die verwendete

Netzmaschenweite betrug 6 mm. Das Fanggerät erwies sich als geeignet, die bodenbewohnenden, an die Seegraspflanzen assoziierten und über der Seegraswiese schwimmenden Kleinfische zu fangen. Da die Fangeffizienz des Einschlussfanggerätes nicht bekannt ist, sind die Angaben zur Fischdichte mit Fehlern behaftet. Juvenile Tiere und große Fische mit ausgeprägter Fluchreaktion wurden nur unzureichend erfasst. Eine detaillierte Beschreibung und kritische Betrachtung des Fanggerätes ist in BOBSIEN & BRENDELBERGER (2003) dargestellt.

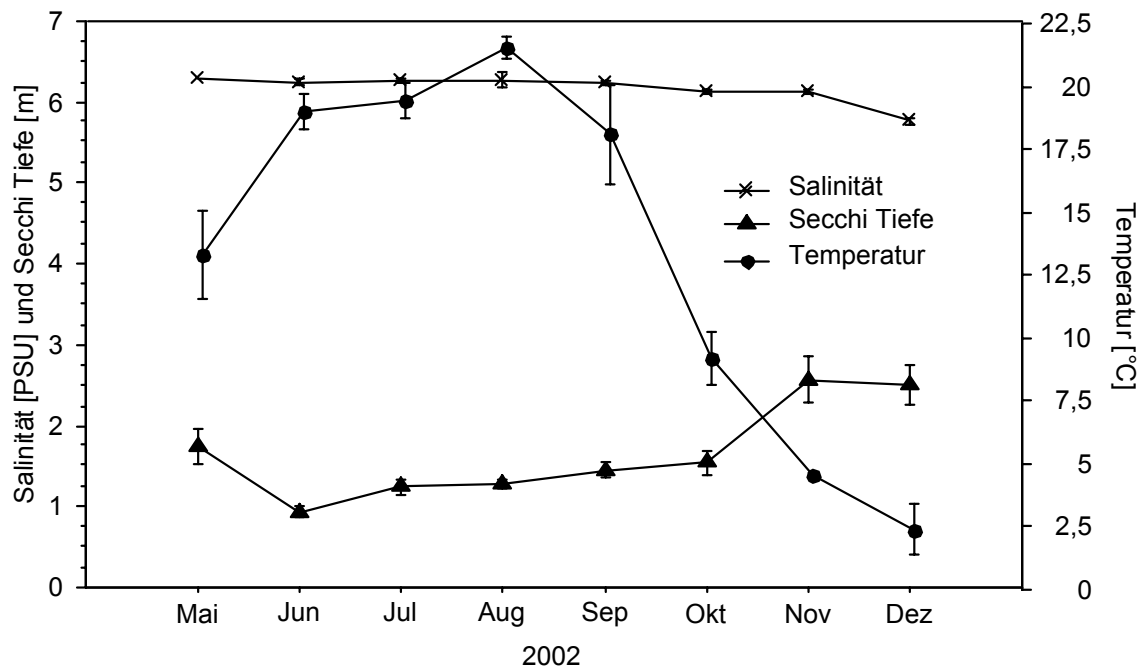
Als Kleinfische wurden Fische bezeichnet, die eine Länge von 10 cm nicht überschritten. Die Seenadeln, aufgrund ihrer maximalen Länge eigentlich keine Kleinfische, wurden als typische Seegrasbewohner in die Untersuchung einbezogen. Insgesamt wurden über 750 Hols in 2,5-3,5 m Tiefe durchgeführt. Die gefangenen Fische wurden in Ethyl-4-Aminobenzoat-Lösung anästhesiert und für nachfolgende Untersuchungen in Ethanol (96 %) fixiert. Im Labor wurden die Fische taxonomisch zugeordnet, gezählt, gemessen und gewogen. Die Bestimmung der Feucht-Biomasse erfolgte auf 0,01 g, die der Standardlänge (SL) auf den Millimeter genau. Die Angabe der Abundanzen und Biomassen der Fische erfolgte als Individuenanzahl [N] bzw. Feuchtmasse [g] auf 100 m<sup>2</sup> beprobter Seegrasfläche (50 Hols).

Zur Charakterisierung der Artendiversität der Fischgemeinschaft wurde der Shannon-Wiener Index (H'), der mit steigender Artenzahl und Gleichverteilung der Arten ansteigt, auf der Basis des natürlichen Logarithmus berechnet. In den Tabellen 2 und 3 wurden die verschiedenen Fischarten mit dem ersten Buchstaben des Gattungsnamen und den ersten drei Buchstaben des Epithetons abgekürzt. In der Korrelationsmatrix sind die p-Werte im rechten oberen Abschnitt, die r-Werte im linken unteren Abschnitt der Tabelle aufgeführt. Die Signifikanzgrenze wurde bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $\alpha = 0,05$  festgelegt. Die Trockenmassen in Tabelle 6 wurden zum Teil auf Feuchtmassen umgerechnet, unter der Annahme, dass sie 22 % der Feuchtmasse ausmachen.

## **4 Ergebnisse**

### **4.1 Abiotische Parameter**

Die höchste mittlere Wassertemperatur wurde im August mit 22,4°C, die niedrigste im Dezember mit 1,2°C gemessen. Im Mai stieg die Wassertemperatur bereits über 10°C an. Der Salinität des Wassers unterlag nur geringfügigen saisonalen Änderungen zwischen 5,8 und 6,4 PSU. Die Sichttiefen betragen maximal 3,0 m und minimal 0,8 m. Im Mai nahm die Sichttiefe stark ab, blieb bis in den Oktober bei etwa einem Meter und nahm erst im November wieder zu (Abb. 2).



**Abb. 2** Jahreszeitliche Variation der Salinität, der Secchi-Tiefe und der Wassertemperatur. Die Strecken geben die Standardabweichung an

## 4.2 Struktur der Seegraswiese

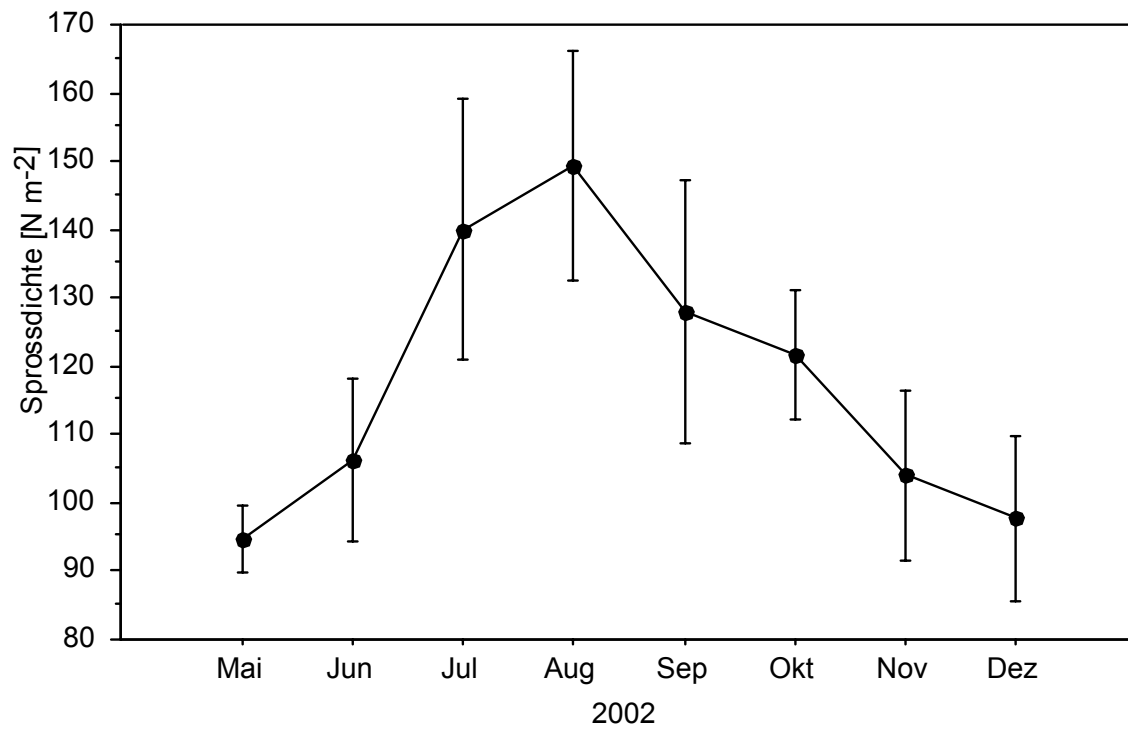
Die saisonale Variation der Sprossdichten, der OG-Biomassen und der Blattoberflächen von *Zostera marina* war sehr groß. Die untersuchten Strukturparameter zeigten einen typischen saisonalen Verlauf mit einer Zunahme der Werte im Frühjahr bis zum Frühsommer, maximalen Werten in den Sommermonaten und abnehmenden Werten im Spätsommer bzw. im Herbst.

### Sprossdichte

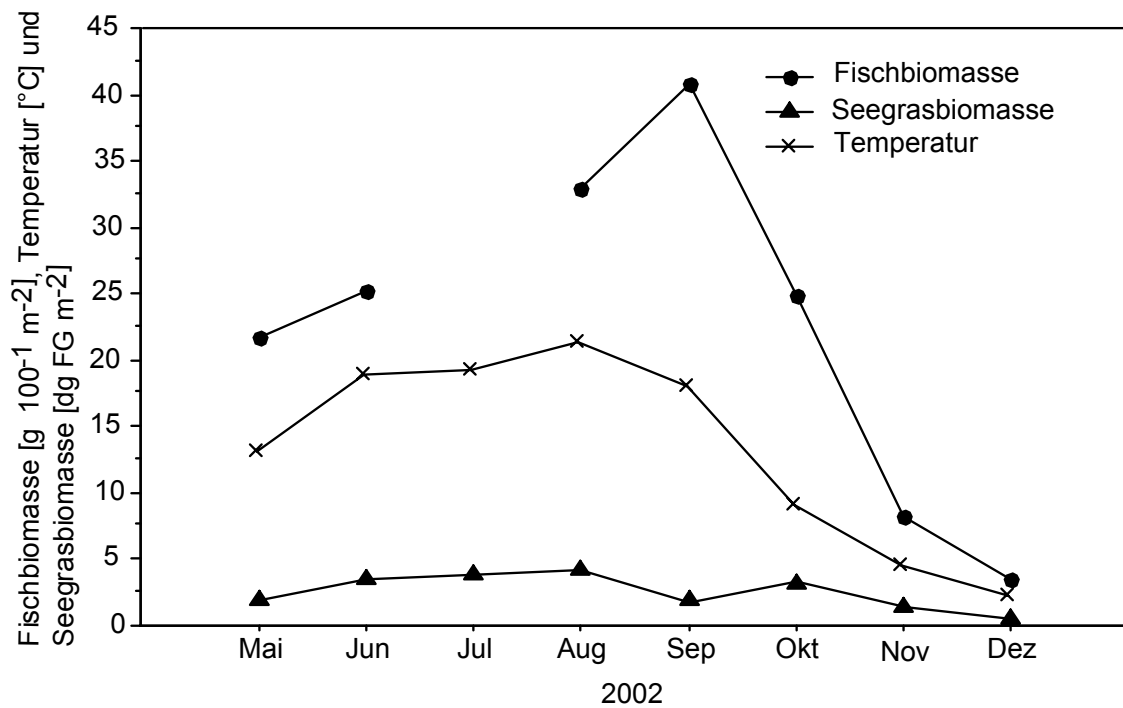
Die mittlere Sprossdichte im Mai betrug etwa 95 Sprosse  $m^{-2}$ . Sie erreichte im August ihr Maximum mit fast 150 Sprosse  $m^{-2}$ . Ab September war die Sprossdichte rückläufig und im Dezember wurde ein Minimum von etwa 100 Sprosse  $m^{-2}$  erreicht (Abb. 3).

### OG-Biomasse

Die OG-Biomasse beträgt im Mai über 0,23 kg FM  $m^{-2}$ , erreichte im August einen Maximalwert mit fast 0,44 kg FM  $m^{-2}$  und nahm ab September deutlich ab. Dieser Trend wurde im Oktober unterbrochen und es kam zu einem leichten Anstieg der OG-Biomasse, bis sich die Reduktion im November weiter fortsetzte (Abb. 4).



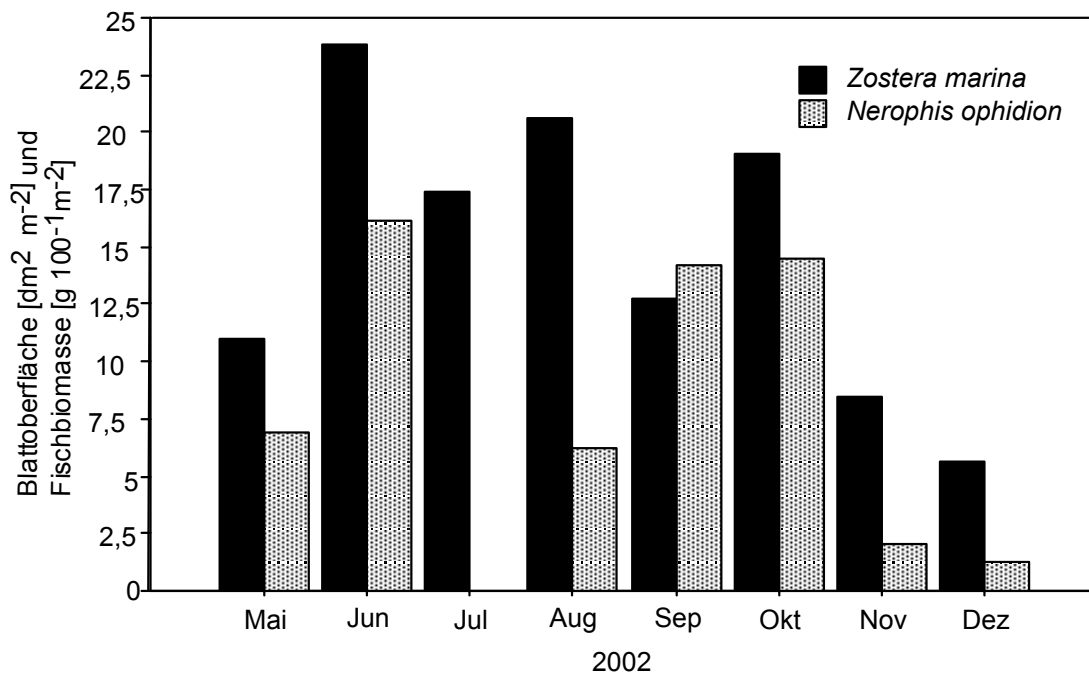
**Abb. 3** Saisonale Variation der Sprossdichten von *Zostera marina*. Die Strecken geben den Standardfehler an



**Abb. 4** Saisonale Variation der Fischbiomassen (Kleinfische ohne *Gasterosteus aculeatus*), der Seegrasbiomasse über dem Sediment und der Wassertemperatur

## Blattoberfläche

Die Blattoberflächen von *Zostera marina* zeigten ein von Biomassen und Sprossdichten abweichendes saisonales Muster. Im Mai wies die Seegraswiese eine mittlere Blattoberfläche von etwa  $11 \text{ dm}^2 \text{ m}^{-2}$  auf. Von Mai bis Juni erfolgte die stärkste Zunahme auf einen maximalen Wert von  $24 \text{ dm}^2 \text{ m}^{-2}$ . Ab Juni erfolgte tendenziell eine Abnahme der mittleren Blattoberfläche. Ab Oktober zeichnete sich dann eine stetige Abnahme bis hin zu einer Blattoberfläche von  $6 \text{ dm}^2 \text{ m}^{-2}$  im Dezember ab (Abb. 5).



**Abb. 5** Saisonale Variation der Blattoberfläche von *Zostera marina* und der Biomasse von *Nerophis ophidion*

## 4.3 Struktur der Fischgemeinschaft

Insgesamt wurden 307 Fische gefangen, darunter zehn verschiedene Arten aus sechs Familien (Tabelle 1). Fünf der Fischarten traten in größerer Anzahl bzw. regelmäßig in den Fängen auf. Dazu gehörten die Kleine Schlangennadel, die Grasnadel, die Sand- und Strandgrundel, sowie der Dreistachlige Stichling. Cypriniden wurden nicht gefangen. Die Kleine Schlangennadel und die Grasnadel waren über den gesamten Beprobungszeitraum bezüglich der Individuenanzahl aber auch der Biomassen dominierend. Zusammen mit der Strandgrundel, der Sandgrundel und dem Dreistachligen Stichling bildeten sie über 90 % der Gesamt-Abundanz und über 60 % der Gesamt-Biomasse der gefangenen Fische. Obwohl die Kleine Schlangennadel aufgrund ihrer Größe und Körpermorphologie keine hohen individuellen Biomassen erreichen kann, war ihr Anteil an der Gesamt-Biomasse mit durchschnittlich 20 % relativ hoch (Tabelle 2).

**Tabelle 1** Familiennamen, deutsche und wissenschaftliche Bezeichnungen aller gefangenen Fischarten.

Familie	Deutsche Bezeichnung	Wissenschaftliche Bezeichnung
Gasterosteidae	Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i> LINNAEUS, 1758
	Neunstachliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i> LINNAEUS, 1758
Syngnathidae	Kleine Schlangennadel	<i>Nerophis ophidion</i> LINNAEUS, 1758
	Grasnadel	<i>Syngnathus typhle</i> LINNAEUS, 1758
Gobiidae	Sandgrundel	<i>Potamoschistus minutus</i> PALLAS, 1770
	Strandgrundel	<i>Potamoschistus microps</i> KRØYER, 1838
	Schwarzgrundel	<i>Gobius niger</i> LINNAEUS, 1758
Percidae	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i> LINNAEUS, 1758
Pleuronectidae	Flunder	<i>Platichthys flesus</i> LINNAEUS, 1758
Zoarcidae	Aalmutter	<i>Zoarces viviparus</i> LINNAEUS, 1758

Die Anteile der Biomassen von größeren Fischen, wie die der Flundern und der Flussbarsche, von denen im Jahresverlauf nur wenige Exemplare gefangen wurden, waren mit fast 25 % bzw. 12 % erwartungsgemäß hoch. Die mittlere Abundanz im Jahr 2002 betrug  $44 \text{ N m}^{-2} 100^{-1}$  (SD = 21; n = 7), die mittlere Biomasse  $43 \text{ g m}^{-2} 100^{-1}$  (SD = 33; n = 7) (Tabelle 2). Die mittlere Fischmasse im Seegras lag bei etwa 1 g pro Individuum.

**Tabelle 2** Anzahl [N] und Feuchtmasse [g], Mittelwerte der Abundanz und der Feuchtbioasse pro  $100 \text{ m}^2$  Seegrasfläche aller gefangenen Fische und deren Anteile [%] am Gesamtfang.

Arten	Abundanz			Biomasse		
	[N]	$[\text{N m}^{-2} 100^{-1}]$	[%]	[g]	$[\text{g m}^{-2} 100^{-1}]$	[%]
Noph	129	18,4	42,0	61,13	8,7	20,3
Styp	57	8,1	18,6	36,52	5,2	12,1
Pmic	38	5,4	12,4	6,73	1,0	2,2
Gacu	37	5,3	12,1	63,45	9,1	21,1
Pmin	34	4,9	11,1	12,80	1,8	4,2
Pflu	5	0,7	1,6	37,07	5,3	12,3
Gnig	2	0,3	0,7	2,42	0,3	0,8
Ppun	2	0,3	0,7	0,61	0,1	0,2
Pfle	2	0,3	0,7	75,12	10,7	24,9
Zviv	1	0,1	0,3	5,35	0,8	1,8
Gesamt	307	43,9	100,0	301,2	43,0	100,0

### Artenzahl und Diversität der Fischgemeinschaft

Im Jahresverlauf nahm die Artenanzahl im Untersuchungsgebiet von sieben Arten im Mai auf vier im Dezember ab. Obwohl die Artenzahl abnahm, stieg der Shannon-Wiener Index gleichzeitig an (Tabelle 3), was auf eine zunehmend gleichmäßige Verteilung der gefangenen Individuen auf die einzelnen Arten im Jahresverlauf hinweist. Der Shannon-Wiener Index und die Fischabundanz korrelierten signifikant (Tabelle 4).

**Tabelle 3** Zusammensetzung der monatlichen Fänge [%], Artenanzahl und Shannon-Wiener Index (H'). A: Prozent der Gesamtanzahl am Fang. B: Prozent der Gesamtbiomasse am Fang.

Arten	Mai		Juni		August		September		Oktober		November		Dezember	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Noph	27,5	6,2	58,5	35,5	36,0	18,9	58,7	34,7	49,1	58,2	20,8	4,9	28,6	34,7
Styp	18,8	9,6	7,5	13,0	30,0	19,9	26,1	16,8	23,6	26,2	-	-	-	-
Pmic	8,7	0,9	5,7	1,5	24,0	4,5	6,5	1,2	18,2	6,5	25,0	3,1	14,3	6,2
Pmin	4,3	2,0	9,4	5,6	6,0	1,4	4,3	0,6	7,3	2,9	45,8	11,8	42,9	49,3
Gnig	1,4	0,8	-	-	-	-	-	-	1,8	6,2	-	-	-	-
Gacu	37,7	41,8	17,0	32,6	-	-	-	-	-	-	4,2	4,4	-	-
Ppun	-	-	-	-	2,0	0,8	-	-	-	-	-	-	14,3	9,7
Pflu	-	-	-	-	6,0	54,5	4,3	46,8	-	-	-	-	-	-
Zviv	-	-	1,9	11,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pfle	1,4	38,8	-	-	-	-	-	-	-	-	4,2	75,9	-	-
Anzahl	7		6		6		5		5		5		4	
H'	0,039		0,051		0,048		0,059		0,050		0,078		0,096	

### Saisonale Variation

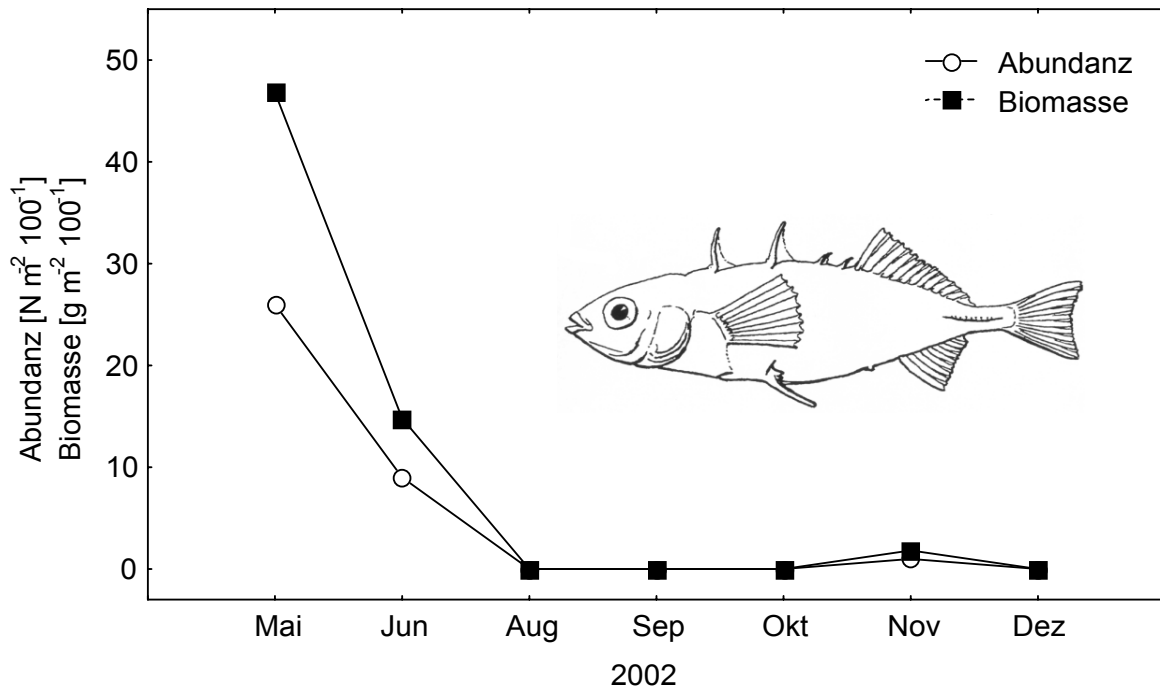
Im Mai dominierten die Dreistachligen Stichlinge und Seenadeln, im Sommer herrschten ausschließlich die Seenadeln und im Winter die Meergrundeln im Fang vor (Tabelle 3). Die Abundanzen und Biomassen variierten innerhalb des Untersuchungszeitraumes sehr stark. Sie erreichten maximale Werte im Mai, die danach kontinuierlich abnahmen, um im Dezember minimale Werte anzunehmen. Wenn die selten gefangenen großen Fischarten (Aalmutter, Flussbarsch, Flunder) und die nur im Mai zur Laichsaison massiv auftretenden Dreistachligen Stichlinge nicht in der Auswertung berücksichtigt wurden, erreichten die Abundanzen und Biomassen ein für gemäßigte Breiten typisches saisonales Verlaufsmuster mit maximalen Werten in den Sommermonaten und minimalen Werten im Frühjahr und Anfang Winter (Abb. 4).

**Tabelle 4** Korrelationsmatrix der abiotischen Faktoren, der Fisch- und Seegras Parameter. T<sub>w</sub> = Wassertemperatur, S = Salinität, ST = Secchi-Tiefe, A = Abundanz, B = Biomasse, H' = Shannon-Wiener Index, SD = Sprossdichte und BO = Blattoberfläche. Die Signifikanzzahlen (p-Werte) sind im rechten oberen Abschnitt, die Korrelationskoeffizienten (r-Werte) im linken unteren Abschnitt der Tabelle aufgeführt. Signifikante Korrelationen (p<0,05) sind grau unterlegt.

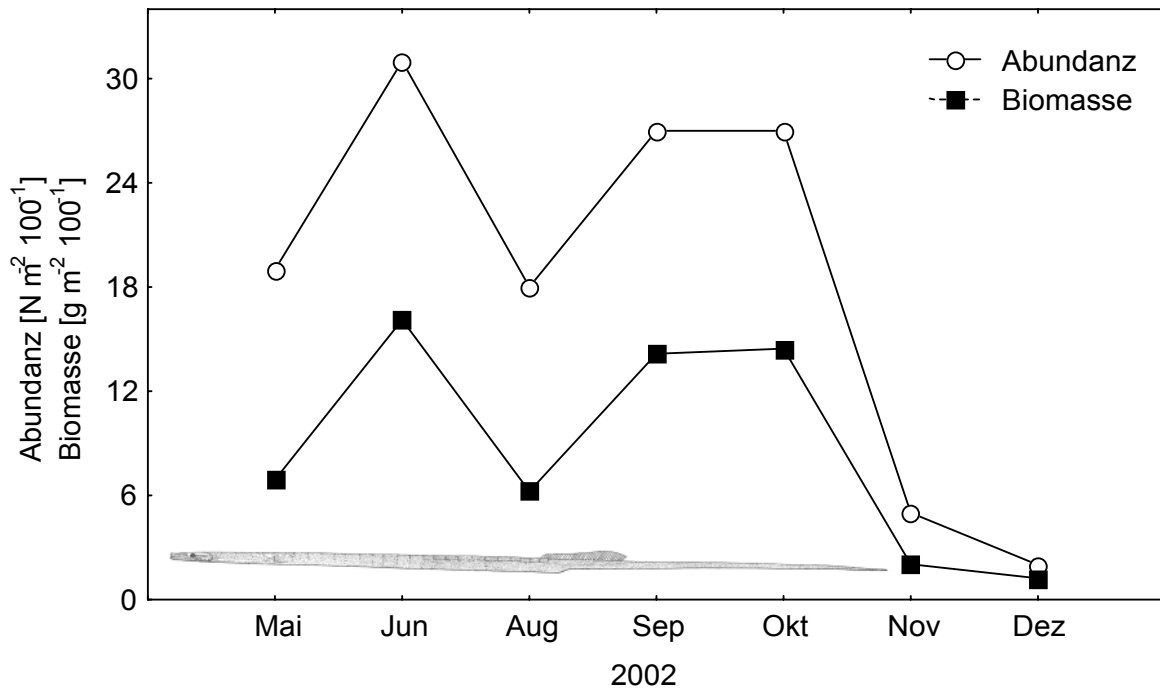
		Abiotische Parameter			Fische			Seegras		
		T <sub>w</sub>	S	ST	A	B	H'	SD	B	BO
Abiotische Parameter	T <sub>w</sub>		0,03	0,006	0,045	0,009	0,052	0,063	0,026	0,03
	S	0,75		0,057	0,021	0,062	0,017	0,275	0,158	0,098
	ST	-0,90	-0,74		0,007	0,011	0,015	0,253	0,136	0,130
Fische	A	0,76	0,83	-0,89		0,016	0,004	0,147	0,076	0,076
	B	0,88	0,73	-0,87	0,85		0,07	0,072	0,117	0,146
	H'	-0,75	-0,84	0,85	-0,92	-0,72		0,44	0,19	0,08
Seegras	SD	0,68	0,44	-0,49	0,61	0,71	-0,35		0,001	0,04
	B	0,77	0,55	-0,62	0,71	0,65	-0,56	0,92		0,01
	BO	0,75	0,62	-0,62	0,71	0,61	-0,69	0,77	0,83	

### Gasterosteidae

Der Dreistachlige Stichling besiedelte fast ausschließlich zur Laichzeit im Mai und Juni in großen Individuenzahlen das Seegras. Er ist in dieser Zeit die dominierende Fischart mit einer Abundanz von über 26 N 100<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> und einer Biomasse von über 45 g 100<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Mit einer relativen Häufigkeit von 38 % stellte diese Art 42 % der Biomasse des Fanges im Mai dar. Im weiteren Jahresverlauf waren die Dreistachligen Stichlinge nur in sehr geringer Anzahl nachweisbar (Tabelle 3; Abb. 6). Juvenile Tiere traten erstmals im Juni im Fang auf. Das Größenspektrum der Fische reichte von 1,9-6,0 cm SL. Vom Neunstachligen Stichling wurden nur zwei Exemplare, vom Seestichling (*Spinachia spinachia* LINNAEUS, 1758) kein Exemplar nachgewiesen.



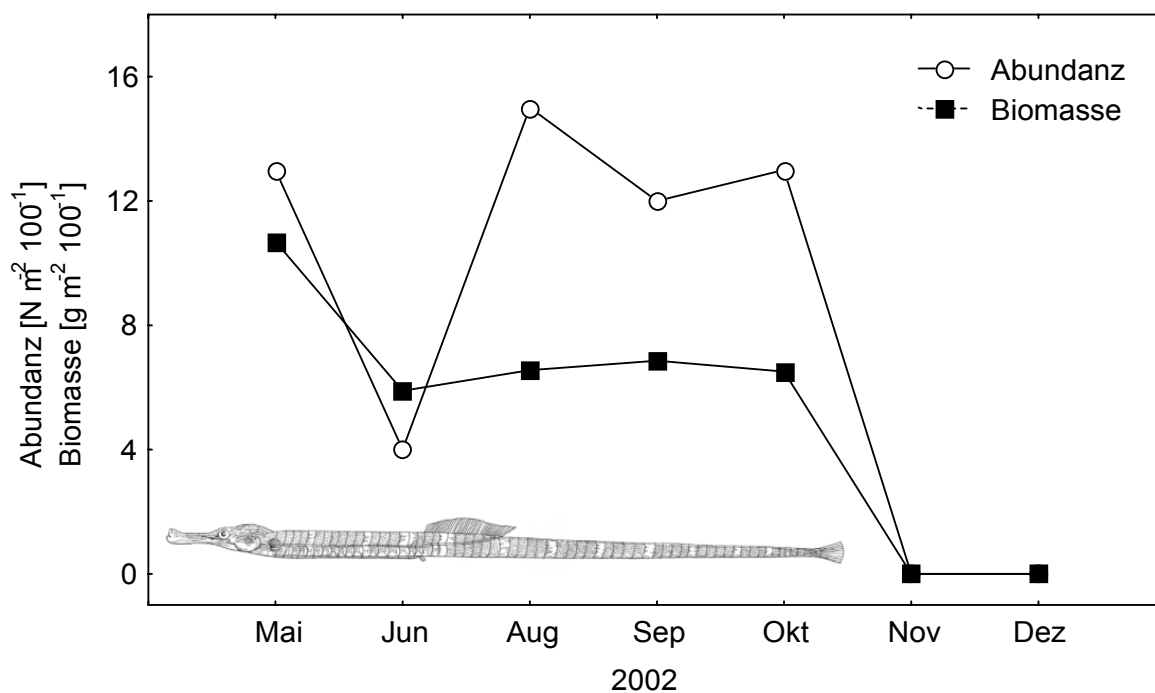
**Abb. 6** Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Gasterosteus aculeatus*



**Abb. 7** Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Nerophis ophidion*

## Syngnathidae

Die Kleine Schlangennadel war das ganze Jahr über in den Fängen vertreten. Sie dominierte von Juni bis Oktober bezüglich der Abundanzen und erreichte Anteile zwischen 19 und fast 60 % der gesamten Biomasse. Die Abundanzen und Biomassen waren im November und Dezember am geringsten (Tab. 3; Abb. 7). Tiere zwischen 8.9 und 30.4 cm SL wurden vom Fanggerät erfasst. Von August bis Dezember wurden juvenile Tiere unter 10 cm SL gefangen. Die Grasnadel zeigte eine ausgesprochene Saisonalität. Von August bis Oktober war sie eine häufige Art mit Anteilen an der Gesamt-Biomasse zwischen 13 und 26 %. Im Gegensatz zur Kleinen Schlangennadel wurde sie im November und Dezember nicht mehr im Seegras gefangen (Tab. 3; Abb. 8).



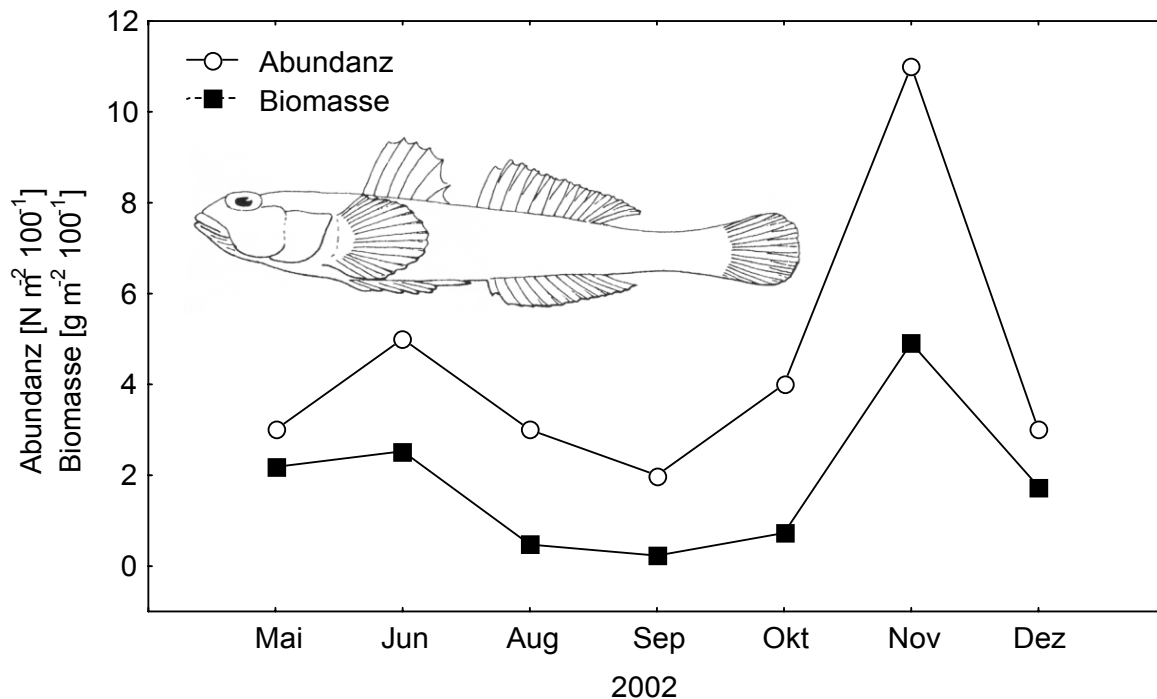
**Abb. 8** Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Syngnathus typhle*

Das Größenspektrum reichte von 3,2-16,9 cm SL. Juvenile Tiere unter 9 cm SL wurden im Mai erbeutet, noch kleinere Tiere (<4 cm SL) im Juni. Auffällig war der entgegengesetzte Verlauf der Abundanzkurven der Kleinen Schlangennadel und der Grasnadel von Mai bis August (Abb. 7 und 8). Die Kleine Seenadel (*Syngnathus rostellatus* NILSSON, 1855) wurde nicht gefangen.

## Gobiidae

Die Sand- und Strandgrundeln konnten regelmäßig über den gesamten Beprobungszeitraum gefangen werden. Die Anteile der Abundanz und der Biomasse der Sandgrundel nahmen zum Winter hin deutlich zu. Im November war die

Sandgrundel der am häufigsten gefangene Fisch mit Anteilen von über 50 % an der Gesamt-Biomasse (Tabelle 3; Abb. 9). Tiere zwischen 1,8 und 4,8 cm SL wurden vom Fanggerät erfasst. Juvenile Sandgrundeln unter 2,3 cm SL wurden von August bis November gefangen.



**Abb. 9** Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Potamoschistus minutus*

Im Gegensatz dazu erreichten die Abundanzen und Biomassen der Strandgrundel im August und Oktober ein Maximum und nahmen im November und Dezember stark ab. (Tab. 3; Abb. 10). Das Größenspektrum der gefangenen Fische betrug 1,7-3,2 cm SL. Im Mai wurden Fische unter 2,0 cm SL gefangen. Das Vorkommen der Schwarzgrundel wurde nur durch zwei Exemplare belegt. Die Schwimmgrundel (*Gobiusculus flavescens* FABRICIUS, 1779) wurde nicht nachgewiesen.

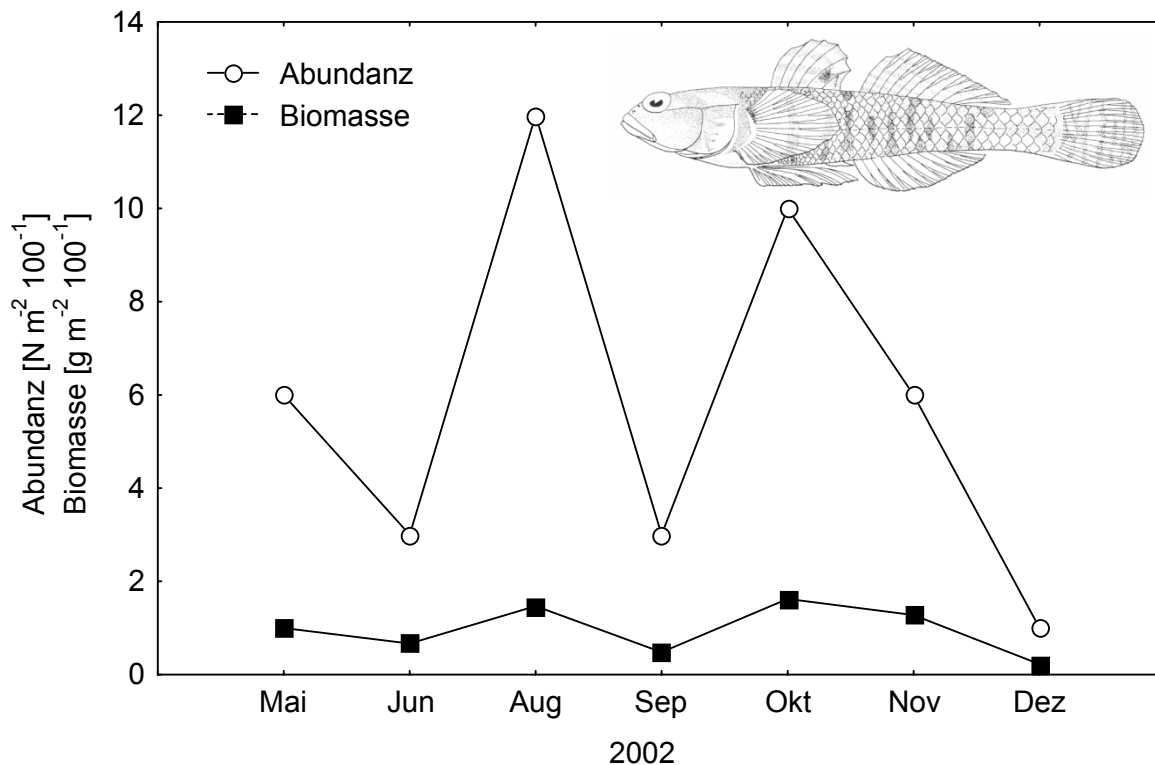


Abb. 10 Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Potamoschistus microps*

#### 4.4 Korrelationen zwischen abiotischen Faktoren, der Struktur der Seegraswiese und der Kleinfischgemeinschaft

Außer der Sprossdichte und dem Shannon-Wiener Index korrelierten alle untersuchten Parameter mit der Wassertemperatur. Die Abundanzen und auch die Biomassen der Kleinfische (ohne *Gasterosteus aculeatus*) korrelierten signifikant mit der Wassertemperatur ( $p = 0.045$  und  $p = 0.009$ ). Ebenso war eine signifikante Korrelation zwischen der OG-Biomassen von *Zostera marina* und der Wassertemperatur ( $p = 0,026$ ) festzustellen. Die Sprossdichten korrelierten dagegen nur schwach mit der Wassertemperatur ( $p = 0.063$ ). Korrelationen zwischen der Kleinfischbiomasse bzw. der Kleinfischabundanz und OG-Biomasse des Seegrases wurden nicht gefunden ( $p = 0.117$  und  $p = 0.076$ ). Die Sprossdichten und die Kleinfischbiomassen korrelierten ebenfalls nur schwach ( $p = 0.072$ ). Der Shannon-Wiener Index korrelierte mit keinem der untersuchten Seegrasparameter. Die meisten signifikanten Korrelationen ergaben sich zwischen den untersuchten Fischparametern und den abiotischen Faktoren (Tabelle 4).

#### Biomassen von *Nerophis ophidion*

Der saisonale Verlauf der Biomassen der Kleine Schlangennadel korrelierte schwach mit dem der Blattoberfläche des Seegrases ( $p = 0,061$ ). Die Übereinstimmungen im zeitlichen Verlauf werden im Frühjahr und Herbst besonders deutlich (Abb. 5). Außer für die Kleine Schlangennadel konnte kein Zusammenhang

zwischen abiotischen Parametern, Seegrasstrukturparametern und den individuellen Abundanzen bzw. Biomassen der Kleinfische festgestellt werden.

## 5 Diskussion

### 5.1 Fische

Neben den typischen Kleinfischarten der Flachwassergemeinschaft der südlichen Ostsee (WINKLER & THIEL 1993, BISCHOFF et al. 1997) wurden auch Aalmutter, Flussbarsch und Flunder in geringer Stückzahl gefangen. Größere Fische werden jedoch von Einschussfanggeräten oft unzureichend erfasst (ROZAS & MINELLO 1997). Deshalb sind die mit dem Einschussfanggerät ermittelten Biomassen stärker unterschätzt als die Abundanzen (JAKOBSEN & KUSHLAN 1987). Von den zehn gefangenen Arten können in Anlehnung an THIEL et al. (1995) sechs als marin, drei als euryhalin und eine als limnisch eingestuft werden. In der Seegraswiese vor der Ostseite der Insel Vilm wurden fast ausschließlich marine bzw. euryhaline Arten gefangen, obwohl die Anteile limnischer Fischarten, besonders Cypriniden, an der Gesamtartenzahl in den Bodden der südlichen Ostsee relativ hoch sind (THIEL 1990, JÖNSSON et al. 1998). Der Seestichling und die Schwimmgrundel kommen an den Außenküsten der südlichen Ostsee regelmäßig vor. Sie fehlen jedoch häufig in den inneren Bodden (WINKLER & THIEL 1993, UBL et al. 2000). Das gänzliche Fehlen der Cypriniden in den Fängen stimmt mit Beobachtungen von Herrn Roland FRICKE überein (mündl. Mitt.), der vor Lauterbach (Nordwestlich der Insel Vilm) im Vergleich mit der Ostseite Vilms mehr limnische Fischarten nachweisen konnte.

Der Dreistachlige Stichling unternimmt ausgedehnte Laichwanderungen im Frühjahr. Während dieser Zeit wandern die Tiere aus der Freiwasserzone in das Phytal der Uferzone ein. (FITZGERALD & WOOTTON 1986; PAEPKE 2001). Im Seegras vor Vilm wurden im Mai und Juni für den Dreistachligen Stichling die höchsten Abundanzen und Biomassen festgestellt. Danach wurde der Stichling nur noch sehr selten nachgewiesen, was darauf schließen lässt, dass die adulten Tiere nicht im Bereich der Seegraswiese ihre Hauptweidegründe besitzen, sondern ausschließlich in der Laichperiode dieses Biotop aufsuchen.

Die Kleine Schlangennadel und die Grasnadel zählen zu den typischen Vertretern der Seegrasgemeinschaft und sind im Seegras vor Vilm bezüglich der Abundanz und der Biomasse dominierende Fischarten. Sie sind phytomimetisch an das Leben in Seegraswiesen angepasst. Um nicht verdriftet zu werden, klammert sich die Kleine Schlangennadel mit Hilfe ihres Schwanzes an Seegrasblättern fest. Sie scheint strikt an das Seegrashabitat gebunden zu sein und war bis in den Dezember hinein im Seegras nachzuweisen. In einer Studie von UBL et al. (2000) wurde die Grasnadeln als häufige Fischart im Salzhaff bei Wismar, einem Gebiet mit ausgedehnten Seegrasbeständen, angegeben. Dies trifft auch für die Seegraswiese vor Vilm zu. Die Grasnadel wurde jedoch nicht im November und Dezember gefangen, was auf ein Wanderverhalten schließen lässt. Sie trat erst im Frühjahr wieder in den Fängen auf.

Die Literaturangaben über saisonale Wanderungen der Strand- und Sandgrundeln sind nicht einheitlich. HESTHAGEN (1977) beobachtete, dass Sandgrundeln im Winter aus flachen Küstenbereichen abwandern, während NELLBRING (1988) unter der Eisbedeckung in flachen Uferbereich der Ostsee Grundeln nachweisen konnte. Die Abundanzgipfel beider Grundelarten im Spätsommer bzw. Herbst stimmen gut mit Beobachtungen aus dem Flachwasser des Barther Boddens überein (THIEL 1990), was mit der Immigration der rekrutierten Fischbrut begründet werden kann.

### Abundanzen und Biomassen

Der saisonale Verlauf der Kleinfischabundanzen ist durch eine starke Zunahme im Frühjahr, maximale Werte in den Sommermonaten und eine Abnahme im Spätsommer bzw. Herbst charakterisiert. Diese Sommermaxima sind typisch für die Fischbesiedlung in Flachwassergebiete der Ostsee (NELLBRING 1988, JÖNSSON et al. 1998). Die Zunahme der Fischabundanzen im Frühjahr und Sommer sind in erster Linie auf Immigration und Rekrutierung zurückzuführen. Das stark strukturierte Phytoplankton dient vielen Fischarten (Gasterosteidae, Syngnathidae, Gobiidae) als Laich- und Aufwuchsgebiet. Abundanzminima im Winter bzw. Frühjahr gehen sowohl auf Emigration und auch auf Prädation und natürliche Mortalität zurück (THIEL 1990). Die ermittelten Größenordnungen der Abundanzen und Biomassen sind vergleichbar mit anderen Studien in Seegraswiesen der Ostsee. Allerdings wird die Vergleichbarkeit der Ergebnisse durch den Einsatz unterschiedlicher Fangtechniken, die unterschiedlichen Bodentypen und den Bewuchs mit Algen bzw. Makrophyten stark eingeschränkt. Die Fischabundanzen in reinen Makrophytenbeständen sind häufig höher als auf freien Sandflächen (ORTH et al. 1984). JÖNSSON et al. (1998) untersuchten die Fischbesiedlung des Flachwassers unter anderem in der Nähe der Insel Vilm mit einer Strandwade.

**Tabelle 5** Mittlere Abundanzen und Biomassen von Fischen aus verschiedenen Küstenregionen der Ostsee. Die Werte in Klammern sind Spannweiten der Jahres- bzw. Monatsmittelwerte.

Gebiet/ Tiefe	Jahr	Abundanz [N 100 <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> ]	Biomasse [g 100 <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> ]	Methode	Autoren
Askö Schweden 0-20 m	1980- 1981	210 (5-1380)	267 (0,1-730)	SCUBA- Zensus	JANSSON et al. 1985
Lysekil Schweden 0,7-1,5 m	1980- 1982	630 (340-1040)	21,7 (16,8-26,7)	Kastenfalle	PIHL BADEN und PIHL 1984
Vilm Deutschland 0-1,8 m	1994- 1996	3,4 (1,2-6,7)	11,1 (6,9-13,4)	Strandwade	JÖNSSON et al. 1998
Vilm Deutschland 2,0-3,5 m	2002	44 (14-138)	43 (3,6-112)	Einschluss- falle	eigene Untersuchung 2002

Die beprobten Makrophytengesellschaften umfassten jedoch kein *Zostera marina* und der Einsatz der Strandwade war auf maximal 1,8 m Tiefe beschränkt. Die mittleren Abundanzen der Klein- und Jungfische lagen bei unserer Untersuchung um den Faktor 10-20 höher. Studien aus Schweden ergaben noch wesentlich höhere Abundanzen und Biomassen für die Fischfauna in Flachwassergebieten (Tabelle 5). Unterschiede in der Größenzusammensetzung der Fischgemeinschaft ergeben sich nicht nur durch die unterschiedliche Fangmethoden, sondern auch durch die verschiedenen Maschenweiten der eingesetzten Fanggeräte. Geringe Maschenweiten und der Einsatz von Kastenfallen ohne Netzwände erhöhen die Anteile juveniler Fische und Fischlarven, was sich in einem kleineren Verhältnis zwischen Abundanz und Biomasse widerspiegelt.

## 5.2 Seegras

Die Sprossdichten, OG-Biomassen und Blattoberflächen der Seegraspflanzen zeigten saisonale Verlaufsmuster mit ausgeprägten Sommermaxima (Abb. 3, 4 und 5). Diese Muster lassen sich zum größten Teil auf eine Sprosszunahme im Frühjahr bis zum Frühsommer zurückführen. Das Wachstum von *Zostera marina* ist abhängig von der Wassertemperatur und der Photoperiode (BULTHIUS 1987, WOHLBERG 1935, zitiert aus GRÜNDEL 1982). Wenn die Wassertemperatur auf 6-10°C ansteigt und die Photoperiode zunimmt, steigt die Wachstumsrate an und das Seegras bildet neue Sprosse und Blätter aus (GRÜNDEL 1982). Dadurch lässt sich die Korrelation zwischen der Wassertemperatur und der Seegrasbiomasse erklären.

Die Sprossdichten der untersuchten Seegraswiese variierten zum einen saisonal und zum anderen innerhalb der untersuchten Population sehr stark (Abb. 3). Die mittleren Sprossdichten zwischen 100 und 150 Sprosse pro Quadratmeter waren im Vergleich mit anderen Untersuchungen sehr gering (Tabelle 6). Eine hohe Sprossabnahme ab August wurde von OLESEN & SAND-JENSEN (1994) in dänischen Gewässern beobachtet. Der überwiegende Teil der neu gebildeten Seegrassprosse stirbt dort während des Jahresverlaufs ab. Der größte Verlust tritt im Spätsommer auf (KIRKMANN & REID 1979, ORT & MOORE 1986). Diese Änderungen der Sprossdichten können Auswirkungen auf Räuber-Beutebeziehungen haben. STONER (1982) fand heraus, dass der Fangenerfolg großer *Lagodon rhomboides* in dichtem Seegras im Vergleich zu kleineren Tieren der gleichen Art reduziert wurde. Er führte den Fangenerfolg der kleineren Fische auf ihre Fähigkeit zurück, sich leicht im dichten Seegras bewegen zu können, während die größeren Fische mehr Probleme hatten, durch die dichte Vegetation zu schwimmen. Die Seegraswiese vor Vilm mit den relativ geringen Sprossdichten scheint wirbellosen Tieren und Fischen nur geringen Schutz gegenüber Prädation zu bieten. Die maximalen Werte der OG-Biomasse sind im Vergleich mit anderen Seegraswiesen der Ostsee sehr niedrig. BORUM & WIUM-ANDERSEN (1980) fanden mittlere Biomassenwerte von 0,6 kg m<sup>-2</sup> in Dänemark, GRÜNDEL (1982) 0,3 bis 2,9 kg m<sup>-2</sup> in Surendorf bei Kiel und FELDNER (1976) 0,7 bis 4,0 kg m<sup>-2</sup> in Großenbrode. Die sehr geringe Biomasse in dieser Untersuchung lässt sich zum Teil durch die sehr niedrige Sprossdichte erklären. Andererseits ist der Greifswalder Bodden sehr nährstoffreich und hat aufgrund von Phytoplanktonblüten und resuspendiertem Sediment oft ein sehr schlechtes Lichtklima.

**Tabelle 6** Sprossdichten in unterschiedlichen *Zostera marina* Wiesen der Ostsee nach verschiedenen Autoren. (MW) = Mittelwert, (Max.) = Maximalwert, (Min.-Max.) = Minimalwert-Maximalwert.

<b>Autoren</b>	<b>Ort</b>	<b>Sprossdichte [N m<sup>-2</sup>]</b>
FELDNER 1976	Deutschland	1366 (MW)
GRÜNDEL 1982	Deutschland	500 (Max.)
REUSCH et al. 1994	Deutschland	880-1200 (Min.-Max.)
OLESEN 1999	Dänemark	596-1054 (Min.-Max.)
BOSTRÖM et al. 2002	Dänemark	115-170 (Min.-Max.)
eigene Untersuchung	Deutschland	90-150 (Min.-Max.)

Da Seegräser einen höheren Lichtbedarf haben und gegenüber Mikro- und Makroalgen nur bei Nährstoffmangel im Vorteil sind (SAND-JENSEN & BORUM 1991), ist der Greifswalder Bodden für sie kein optimaler Standort. ADAMS (1976) fand eine positive Korrelation zwischen der Fischbiomasse und der Biomasse von *Zostera marina* in einer Seegraswiese in North Carolina. Beide Parameter korrelierten auch signifikant mit der Wassertemperatur. Diese Beziehung konnte nicht für die Seegraswiese vor Vilm nachgewiesen werden.

Die Blattoberfläche steht in direkter Beziehung zur Sprossdichte und Seegrasbiomasse, aber auch zur Blattlänge und Blattbreite. Der saisonale Verlauf der Blattoberfläche ist mit einem Breitenwachstum der Blätter im Juni, Blattverlust im August, erneutes Längenwachstum im Oktober und Verlust alter Blätter und ganzer Sprosse zum Jahresende verbunden. HECK und ORTH (1980) stellten die Hypothese auf, dass die Pflanzenoberfläche die beste Abschätzung für den Schutz einer potentiellen Beute darstellt. Stark verzweigte Blätter sollten besseren Schutz bieten als gleiche Biomassen einer Pflanze mit morphologisch einfacheren Blättern. Diese Hypothese wurde jedoch von STONER (1982) angezweifelt. Er untersuchte drei Seegrasarten mit unterschiedlicher Oberfläche pro Biomasseneinheit und zeigte, dass bei gleichen Biomassen die Pflanzenart mit der größten Oberfläche am wenigsten Schutz bot. Diese unterschiedlichen Ergebnisse können nur durch die individuellen Charakteristika von Räuber und Beute erklärt werden, wie z. B. die relative Größe zwischen Räuber und Beute (HECK & CROWDER 1991). In dieser Studie konnte keine signifikante Korrelation zwischen der Blattoberfläche des Seegrases und den Fischparametern gefunden werden. Die schwache Korrelation zwischen der Biomasse der Kleine Schlangennadel und der Blattoberfläche des Seegrases kann durch die enge Bindung dieser Fischart an das Seegrasbiotop erklärt werden.

### 5.3 Abiotische Faktoren

Die Salinität und die Wassertemperatur können maßgeblich die Verbreitung und Verteilung von Fischen im Flachwasser bestimmen (THORMAN 1986; THIEL et al. 1995). Die Salinitätsschwankungen im Untersuchungsgebiet waren im Jahr 2002 äußerst gering, sodass osmotischer Stress als maßgebender Faktor für das Zu- bzw. Abwandern von Kleinfischen in bzw. aus dem Flachwasser in diesem Jahr ausgeschlossen werden kann.

Signifikante Korrelationen konnten zwischen der Wassertemperatur und den Fischparametern, sowie zwischen der Wassertemperatur und den Seegrasparametern festgestellt werden. Insgesamt scheint die Wassertemperatur ein wesentlicher Faktor zu sein, der sowohl Einfluss auf die Biomasse des Seegrases als auch auf die Biomasse der Fische hat. Die Abnahme der Fischabundanzen und Fischbiomassen im Gesamtfang von Oktober bis Dezember kann auf die sinkende Wassertemperatur und die damit verbundene Migrationen, als auch auf die abnehmende Seegrasdichte zurückgeführt werden. Die niedrigen Sprossdichten bzw. Seegrasbiomassen bieten während dieser Zeit wenig Schutz und Versteckmöglichkeiten für wirbellose Tiere und Kleinfische der Seegrasgemeinschaft. Während die Wassertemperatur zusammen mit der Photoperiodik das Wachstum des Seegrases beeinflusst, wird die Struktur der Fischgemeinschaft entscheidend durch die Wassertemperatur und die Struktur des Seegrases bestimmt.

## Zusammenfassung

Eine *Zostera marina*-Seegraswiese im Greifswalder Bodden und die assoziierte Fischgemeinschaft wurden in monatlichen Intervallen von Mai bis Dezember 2002 quantitativ beprobt, um die Struktur der Seegrasgemeinschaft zu untersuchen. Zehn Fischarten konnten nachgewiesen werden, fünf Arten dominierten in den Fängen. Die Abundanzen und Biomassen der Fische und der Seegraspflanzen variierten sehr stark und zeigten eine ausgeprägte Saisonalität mit maximalen Werten im Frühjahr bzw. im Sommer. Signifikante Korrelationen zwischen Abundanz und Biomasse der Kleinfische und der Wassertemperatur ergaben sich, wenn der Dreistachlige Stichling, der höchste Abundanzen während der Laichsaison im Mai erreicht, nicht berücksichtigt wurde. Eine Korrelation wurde zwischen der Seegras Biomasse und der Wassertemperatur gefunden. Es konnte jedoch kein Nachweis einer Korrelation zwischen der Seegrasbiomasse und der Fischbiomasse erbracht werden. Die Wassertemperatur stellt einen wichtigen Faktor dar, der die Struktur des Seegrashabitats und der Fischgemeinschaft bestimmt.

## Danksagung

Diese Studie wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, im Rahmen des Stipendenschwerpunktes „Die südliche Ostsee und ihre Küsten im Wandel“, gefördert. Wir danken Peter Hübner und Dr. Henning von Nordheim vom Bundesamt für Naturschutz (BfN), Außenstelle Vilm, für die Unterstützung der Forschungsaktivitäten. Weiter danken wir dem Nationalparksamt Rügen und dem Landesamt für Fischerei Mecklenburg-Vorpommern für die Befreiung von den

Verboten bzw. für die Ausnahmegenehmigungen für die Entnahme von Seegrasproben und den Fang von Fischen vor der Insel Vilm.

## Literatur

- ADAMS, S. M. (1976): The ecology of eelgrass, *Zostera marina* (L.). Fish communities. I. Structural analysis. – *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 22: 269-291.
- BELL, S. S.; MCCOY, E. D. & MUSHINSKY, H. R. (1991): Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space. – *Population and Community Biology Series*: 438; London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras (Chapman and Hall).
- BISCHOFF, K.; QUITTSCHAU, K. & SCHÖNE, H. (1997): Zum Vorkommen ausgewählter Tierarten in den Seegräsiesen vor Timmendorf (Insel Poel). – *Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Museums für Meereskunde und Fischerei*, 13: 62-64.
- BOBSIEN, I. C. & BRENDELBERGER, H. (eingereicht, 2003): Quantitative enclosure sampling method for small epibenthos in eelgrass beds (*Zostera marina* Linnaeus, 1758). – *Limnology and Oceanography, Methods*.
- BORUM, J. & WIUM-ANDERSEN, S. (1980): Biomass and production of epiphytes on eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Oresund, Denmark. – *Ophelia, Supplement*, 1: 57-64.
- BOSTRÖM, C.; BONSDORFF, E.; KANGAS, P. & NORKKO, A. (2002): Long-term changes of a brackish-water eelgrass (*Zostera marina* L.) community indicate effects of coastal eutrophication. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 795-804.
- BULTHUIS, D. A. (1987): Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. – *Aquatic Botany*, 27 (1): 27-40.
- FELDNER, J. (1976): Ökologische und produktionsbiologische Untersuchung am Seegras *Zostera marina* L. in der Kieler Bucht (westliche Ostsee). – Dissertation, Institut für Meereskunde, Christian-Albrecht-Universität Kiel; Kiel.
- FITZGERALD, G. J. & WOOTTON, R. J. (1986): Behaviour ecology of sicklebacks. – [In:] PITCHER, T. J. (ed.): *The behaviour of teleost fishes*: 409-432, London & Sydney (Croom Helm).
- GRÜNDEL, R. (1982): Ökosystem Seegräsiese - qualitative und quantitative Untersuchungen über Struktur und Funktion einer *Zostera*-Wiese vor Surendorf (Kieler Bucht, Westliche Ostsee). – Diplomarbeit, Christian-Albrecht-Universität Kiel; Kiel.
- HECK, K. L., Jr & CROWDER, L. B. (1991): Habitat structure and predator-prey interactions in vegetated aquatic systems – [In:] BELL, S. S., MCCOY, E. D. & MUSHINSKY, H. R. (eds.): *Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space*: 281-299; London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras (Chapman and Hall).
- HESTHAGEN, I. H. (1977): Migration, breeding, and growth in *Potamoschistus minutus* (Pallas) (Pisces, Gobiidae) in Oslofjorden. – *Sarsia*, 63: 17-26.
- HYNDES, G. (2000): Do fish communities differ among seagrass assemblages? – *Biologia Marina Mediterranea, Genova*, 7 (2): 227-230.
- JANSSON, B. -O.; ANEER, G. & NELLBRING, S. (1985): Spatial and temporal distribution of the demersal fish fauna in a Baltic archipelago as estimated by SCUBA census. – *Marine Ecology Progress Series*, 23: 31-43.
- JACOBSEN, T. & KUSHLAN, J. A. (1987): Sources of Sampling Bias in Enclosure Fish Trapping: Effects on Estimates of Density and Diversity. – *Fisheries Research*, 5: 401-412.
- JÖNSSON, N.; BUSH, A.; LORENZ, Th. & KORTH, B. (1998): Struktur und Funktion von Bodenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. – *Greifswalder Geographische Arbeiten*, 16: 250-285.
- KIRKMANN, H. & REID, D. D. (1979): A study of the role of the seagrass *Posidonia australis* in the carbon budget of an estuary. – *Aquatic Botany*, 7: 173-183.
- MURPHY, M. L.; JOHNSON, S. W.; CSEPP, D. J. (2000): A comparison of fish assemblages in eelgrass and adjacent subtidal habitats near Craig, Alaska. – *Alaska Fishery Research Bulletin*, 7: 11-21.
- NELLBRING, S. (1988): Quantitative and qualitative studies of fish in shallow water, Northern Baltic Proper. – Doctoral thesis, University of Stockholm: 98 S.; Stockholm (Akademiförlag AB).
- OLESEN, B. (1999): Reproduction in Danish eelgrass (*Zostera marina* L.) stands: size - dependence and biomass partitioning. – *Aquatic Botany*, 65: 209-219.
- OLESEN, B. & SAND-JENSEN, K. (1994): Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. – *Marine Ecology Progress Series*, 106: 147-156.

- ORTH, R. J. & HECK, K. L., Jr. (1980): Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake Bay. – *Estuaries*, 3: 278-288.
- ORTH, R. J.; HECK, K. L., Jr & VAN MONTFRANS, J. (1984): Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. – *Estuaries*, 7: 339-350.
- ORTH, R. J. & MOORE, K. A. (1986): Seasonal and year-to-year variations in the growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) in the Lower Chesapeake Bay. – *Aquatic Botany*, 24: 335-341.
- PAEPKE, H.-J. (2001): *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758. - [In:] BANARESCU, P. M. & PAEPKE, H.-J. (eds.): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 5/III, Cyprinidae 2, Part III: Gasterosteidae: 209-276; (Aula-Verlag).
- PIHL BADEN, S. & PIHL, L. (1984): Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. – *Ophelia*, 23 (1): 65-90.
- REUSCH, T. B. H.; CHAPMAN, A. R. O. & GRÖGER, J. P. (1994): Blue mussels *Mytilus edulis* do not interfere with eelgrass *Zostera marina* but fertilize shoot growth through biodeposition. – *Marine Ecology Progress Series*, 108: 265-282.
- ROZAS, L. P. & MINELLO, T. J. (1997): Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: A review of sampling design with focus on gear selection. – *Estuaries*, 20 (1): 199-213.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J. (1991): Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. – *Aquatic Botany*, 41: 137-175.
- Short, F. T. & Duarte, C. M. (2001): Methods for the measurement of seagrass growth and production. – [In:] Short, F. T. & Coles, R. G. (Eds.): *Global seagrass research methods*, Chapter 8: 155-182, Amsterdam (Elsevier Science B. V.).
- STONER, A. W. (1982): The influence of benthic macrophytes on the foraging behavior of the pinfish, *Lagodon rhomboides* (Linnaeus). – *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 58: 271-284.
- STONER, A. W. (1983): Distribution of fishes on seagrass meadows: role of macrophyte biomass and species composition. – *Fishery Bulletin U. S.*, 81: 837-846.
- THIEL, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. – Dissertation, Universität Rostock: 147 S.; Rostock.
- THIEL, R.; SEPULVEDA, A.; KAFEMANN, R. & NELLEN, W. (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. – *Journal of Fish Biology*, 46 (1): 47-69.
- THORMAN, S. (1986): Physical factors affecting the abundance and species richness of fishes in the shallow waters of the Southern Bothnian Sea (Sweden). – *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 22: 357-369.
- UBL, C.; LAUTERBACH, S. & SCHULZ, S. (2000): Ein Beitrag zur Entwicklung eines Klein- und Jungfischmonitorings an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. – *Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei*, 22: 157-165.
- WINKLER, H. M. & THIEL, R. (1993): Beobachtungen zum aktuellen Vorkommen wenig beachteter Kleinfischarten an der Ostseeküste Mecklenburgs und Vorpommerns (Nordostdeutschland). – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 1: 95-104.

#### Autoren:

Ivo Bobsien  
 Zoologisches Institut  
 Christian-Albrechts-Universität zu Kiel  
 Olshausenstr. 40  
 24098 Kiel

E-mail: [ibobsien@zoologie.uni-kiel.de](mailto:ibobsien@zoologie.uni-kiel.de)

Britta Munkes  
 Experimentelle Ökologie  
 Institut für Meereskunde  
 Düsternbrooker Weg 20  
 24105 Kiel

E-mail: [b.munkes@ifm.uni-kiel.de](mailto:b.munkes@ifm.uni-kiel.de)



Manuskripteingang: 16.06.2003;  
 angenommen: 29.09.2003



Kathrin WITTE, Jana WÖLFEL & Ulf KARSTEN

## **Das Vorkommen mikrobieller Matten an der Deutschen Ostseeküste und die saisonale Sukzession in Mikrobenmatten am Beispiel des Windwatts „Großer Werder“**

**The occurrence of microbial mats along the coast of the German Baltic Sea and the seasonal succession in microbial mats at the windwatt “Großer Werder”**

### **Abstract**

During the summer of 2002 the occurrence of microbial mats along the coast of the German Baltic Sea was mapped. Microbial mats were found at 11 stations, essentially in shallow water systems with pronounced variabilities in temperature and salinity. An example of such location is the windwatt “Großer Werder”. During this study a station with a microbial mat was compared with three sediment stations which lacked microbial mats. The organic matter, taken as a marker for biomass was clearly higher in the mat compared to the sediment stations. This result explains the ecological importance of microbial mats in extreme environments to provide and enrich the sediments with organic matter. The dominant species in the mat system were the cyanobacteria *Microcoleus chthonoplastes* and *Lyngbya aestuarii*.

**Keywords:** microbial mats, cyanobacteria, *Microcoleus chthonoplastes*, *Lyngbya aestuarii*, brackish water, Baltic Sea, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein

## **1 Einleitung**

Mikrobielle Matten sind organosedimentäre Strukturen, die durch benthische mikrobielle Gemeinschaften gebildet werden (MARGULIS et al. 1980). Sie entwickeln sich vor allem in Lebensräumen, in denen extreme Umweltbedingungen die Ansiedlung höherer Pflanzengesellschaften verhindern und das Vorkommen weidender Organismen begrenzen oder vollkommen ausschließen.

Beispiele für aquatische Habitate, in denen sich Mikrobenmatten etablieren können, sind hypersaline Seen, heiße Quellen oder die Gezeitenzone von Küstengewässern (CASTENHOLZ 1994). Grundsätzlich können mikrobielle Matten von einer Vielzahl verschiedener Mikroorganismen gebildet werden, wobei Cyanobakterienmatten am weitesten verbreitet sind. Durch die Photosynthese der photoautotrophen Organismen und die Stickstofffixierung der Cyanobakterien werden die Sedimente mit organischem Material versorgt und angereichert, das dann

heterotrophen Organismen als Hauptnahrungsquelle zu Verfügung steht. Die Produktivität mikrobieller Matten kann die Produktivität tropischer Regenwälder erreichen, welche als die produktivsten Ökosysteme der Erde betrachtet werden (JØRGENSEN & COHEN 1983). Eine weitere ökologische Bedeutung mikrobieller Matten liegt in der Stabilisierung der Küstensedimente. Die Mikroorganismen innerhalb einer Matte produzieren sogenannte extrazelluläre polymere Substanzen (EPS, DECHO 1990), wodurch eine Anheftung der Cyanobakterien an das Substrat möglich ist. Außerdem bilden fädige Cyanobakterien ein sehr dichtes und enges Netzwerk, in das Sedimentpartikel eingelagert werden, was zu einer deutlichen Verfestigung der Küstensedimente führt.

In den letzten drei Jahrzehnten wurden mikrobielle Matten von unterschiedlichsten marinen Standorten der Welt unter ökologischen und physiologischen Aspekten intensiv bearbeitet. Vergleichbare Untersuchungen über Mikrobenmatten der Ostsee liegen dagegen kaum vor. Aus diesem Grund beschäftigen sich innerhalb der Arbeitsgruppe für Angewandte Ökologie der Universität Rostock derzeit mehrere Projekte mit dem Ökosystem „mikrobielle Matte“. Eine Fragestellung beschäftigt sich mit der Entwicklung von Ökotypen im Cyanobakterium *Microcoleus chthonoplastes* (MERTENS) GOMONT, einem der Hauptvertreter mikrobieller Matten, entlang des Salzgehaltgradienten der Ostsee. Im Rahmen dieser Arbeit wurde erstmalig das Vorkommen mikrobieller Matten entlang der deutschen Ostseeküste dokumentiert. Darüber hinaus wurden an dem Windwatt-Standort „Großer Werder“ die saisonalen Veränderungen innerhalb der photoautotrophen Schicht am Beispiel mikrobieller Matten bearbeitet.

## 2 Material und Methoden

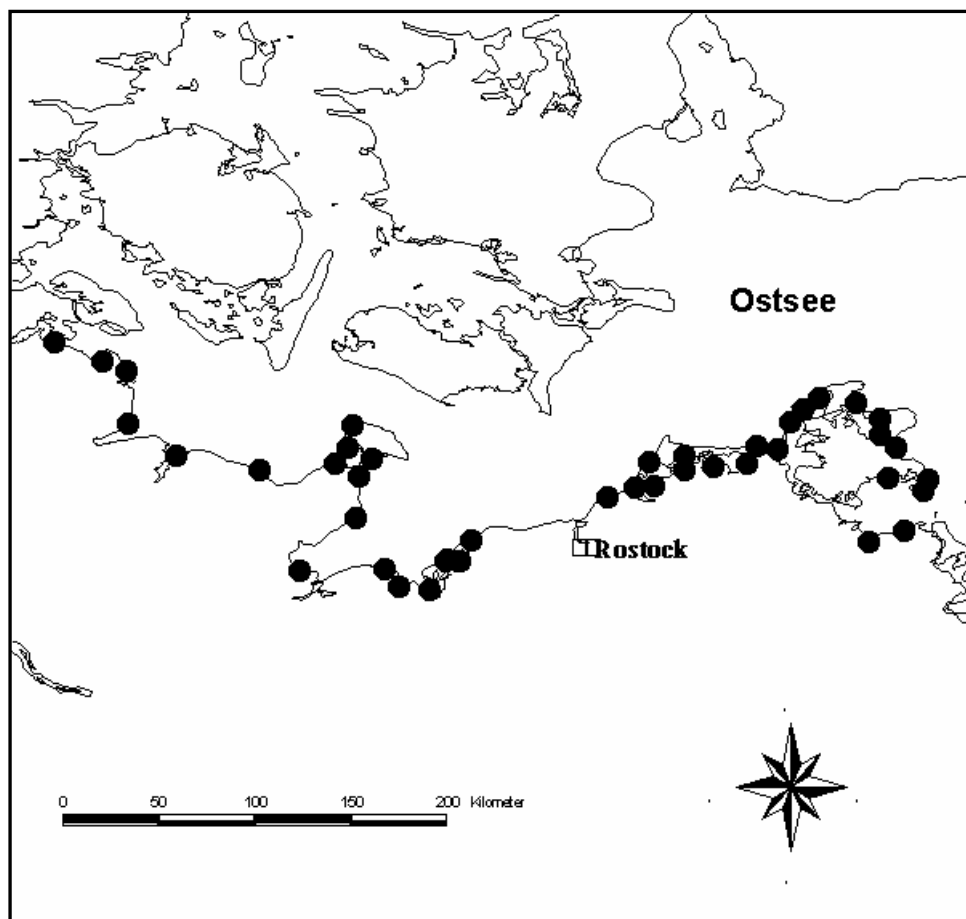
### 2.1 Kartierung mikrobieller Matten



**Abb. 1** Querschnitt einer mikrobiellen Matte im Sinne eines „Farbstreifensandwatts“. Diese Probe wurde im Windwatt „Großer Werder“ gewonnen.

Vom 30.07. bis 23.08.2002 wurden entlang der Küsten Schleswig-Holsteins (S-H) und Mecklenburg-Vorpommerns (M-V) mikrobielle Matten im Sinne eines „Farbstreifensandwatts“ (SCHULZ 1936) kartiert. Das bedeutet, dass im Sediment eine vertikale farbliche Schichtung zu erkennen sein musste (Abb. 1).

Die Stationen wurden so ausgewählt, dass für die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mindestens ein Standort pro Bodden untersucht wurde. Speziell für die Darß-Zingster Boddenkette lag pro Bodden jeweils eine Station auf der dem Festland zugewandten und eine Station der Halbinsel zugewandten Seite. Für die äußeren Küstengewässer wurde entlang der Küstenlinie, zwischen Lubmin (M-V) und Flensburg (S-H), ca. alle 25 km eine Station ausgewählt, wobei die Kieler und Flensburger Förde sowie die Eckernförder Bucht mit je einem Standort in die Kartierung eingegangen sind. Weitere Stationen lagen auf den Inseln Poel, Hiddensee, Rügen und Fehmarn. Zusätzlich wurden Proben in der Dänischen Wiek bei Greifswald und in der Wohlenberger Wiek bei Wismar genommen. Insgesamt sind in die Kartierung 43 Standorte entlang der deutschen Ostseeküste eingegangen (Abb. 2).



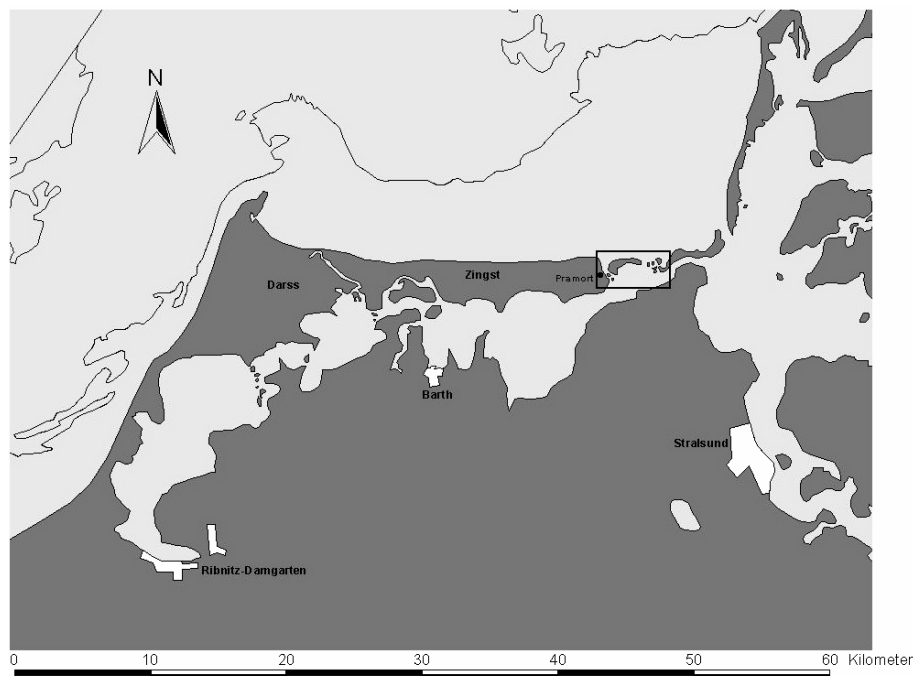
**Abb. 2** Karte der deutschen Ostseeküste. Dargestellt sind alle Standorte, die im Rahmen der Kartierung 2002 untersucht wurden.

## 2.2 Saisonale Sukzession der photoautotrophen Schicht mikrobieller Matten

### 2.2.1 Das Untersuchungsgebiet

Die saisonale Entwicklung der photoautotrophen Schicht wurde an mikrobiellen Matten des Windwatt „Großer Werder“ (Abb. 3) untersucht. Der „Große Werder“ gehört zu einer kleinen Inselkette, den Werderinseln, die sich östlich vor der Halbinsel Zingst erstreckt. Westlich vor den Werderinseln befindet sich das Windwatt „Großer Werder“, welches nördlich durch die Insel Bock begrenzt wird. Es handelt sich um eine rund 1600 ha große, 9,5 bis 12 km lange und 2,5 bis 3 km breite (SCHULZ & RÖSEL 1993) Flachwasserzone, in der das steigende Wasser bei normalem Pegelstand nur wenige Dezimeter tief ist. Allgemein versteht man unter einem Windwatt große, freiliegende, sandige Sedimentflächen. Im Unterschied zu einem Gezeitenwatt, wie das der Nordsee, werden Windwattgebiete der Ostsee nicht in einem regelmäßigen Rhythmus von 12 Stunden überflutet, sondern in unregelmäßigen Abständen in Abhängigkeit von der Windrichtung und -geschwindigkeit. Das Windwatt „Großer Werder“ fällt z. B. bei ablandigen Winden südlicher Richtung zum größten Teil trocken (REINICKE 1994).

Das Gebiet der Werderinseln und der Insel Bock ist der größte Kranichrastplatz Mitteleuropas. Ein Großteil des nordeuropäischen Bestandes mit gegenwärtig 30000 Rastvögeln konnte in der Hauptflugzeit Ende September/Anfang Oktober beobachtet werden (GNOTH-AUSTEN & SPECHT 1995). Insgesamt wurden über 100 Wasser- und Watvogelarten registriert (GRAUMANN & NEUMANN 2001). Mit der Gründung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft 1990 wurde dieses Gebiet der Schutzzone 1 (Kernzone) zugeordnet.



**Abb. 3** Karte der Darß-Zingster-Boddenkette. Das Untersuchungsgebiet Windwatt „Großer Werder“ liegt östlich von Pramort und ist mit einem Rahmen markiert. (Karte: F. PEINE)

## 2.2.2 Probennahme

Unter dem Aspekt der saisonalen Entwicklung der photoautotrophen Schicht mikrobieller Matten wurden von März bis November 2002 vier Standorte einmal im Monat beprobt. Davon war ein Standort eine großflächig ausgedehnte mikrobielle Matte mit einer Länge von ca. 160 m und einer Breite von ca. 65 m (Abb. 4). Dieser Standort ist erst ab Juni 2002 in die Beprobung eingegangen, da die zunächst beprobte Fläche während eines Sturmes zu stark beschädigt wurde. Im Vergleich dazu wurden drei Sedimentstandorte gewählt, an denen sich zum Zeitpunkt der ersten Probennahme noch keine Mikrobenmatten entwickelt hatten. Als Biomasseparameter wurde der organische Kohlenstoffgehalt bestimmt.

Weiterhin wurden monatlich Proben genommen um die vorwiegend auftretenden Cyanophyceen- wie auch Bacillariophyceenarten zu bestimmen. Die Dominanz der Arten wurde abgeschätzt. Die Beprobung erfolgte nach einer Methode von GÄTJE (1992). Dabei wurde die oberste 1 cm tiefe Sediment- bzw. Mattenschicht mit einer abgeschnittenen Plastikspritze Ø 2 cm beprobt. Eventuelle Fehler, die durch Patchiness der Mikrophytobenthosverteilung auftreten können, wurden dadurch reduziert, dass am Mattenstandort 40 Sedimentkerne auf einer Fläche von 4 m<sup>2</sup> sowie jeweils 15 Proben an den Sedimentstandorten ( $\Sigma$  45) entnommen wurden. Die Auswahl der Kerne erfolgte nach einem mathematisch Zufallsprinzip. Die einzelnen Proben wurden zu Mischproben vereinigt bzw. als Parallelen bearbeitet.

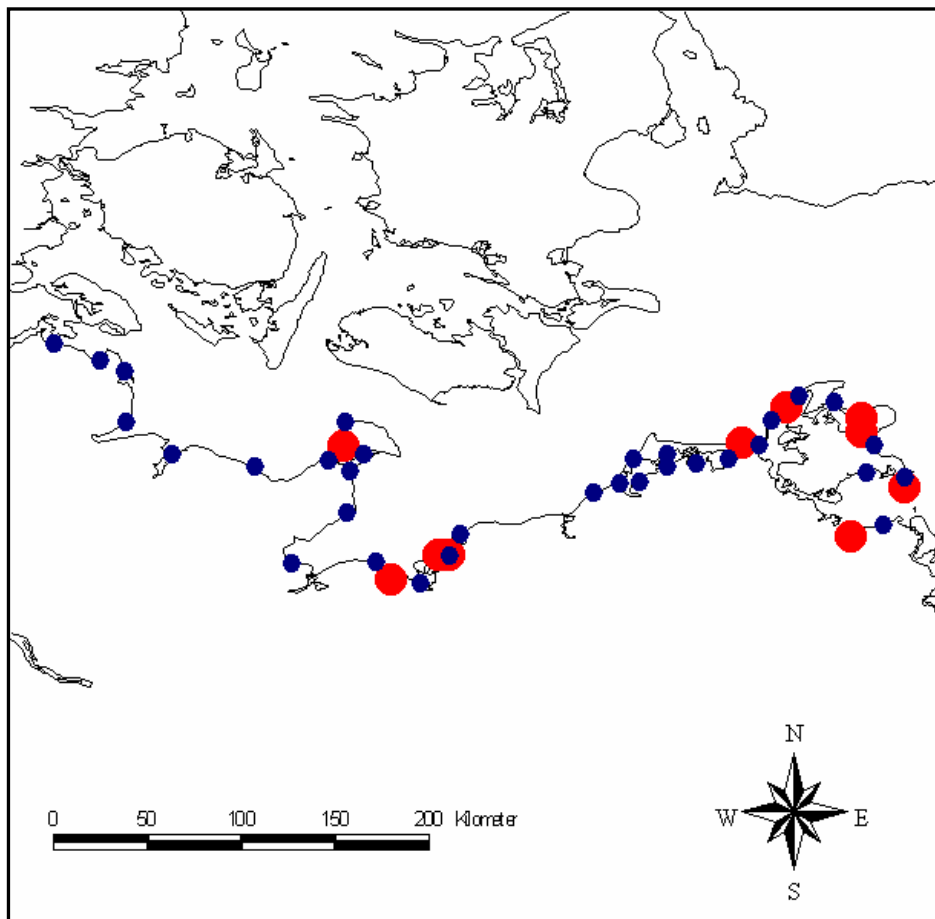


**Abb. 4** Mikrobielle Matte im Windwatt „Großer Werder“. Ihre Begrenzung hebt sich dunkel im Mittelgrund ab.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Kartierung mikrobieller Matten an der deutschen Ostseeküste

Im Rahmen der Kartierung mikrobieller Matten konnte an 11 von 48 untersuchten Standorten mikrobielle Matten im Sinne eines Farbstreifensandwattes dokumentiert werden. Aus Abb. 5 geht deutlich hervor, dass vor allem die reich gegliederte Küste Mecklenburg-Vorpommerns gute Umweltbedingungen für die Etablierung von Mikrobenmatten bietet. Großflächige Matten, von ca. 200-500 m<sup>2</sup>, wurden in den Windwatten „Großer Werder“ und auf der Vogelschutzinsel Langenwerder beobachtet. Weitere Windwattgebiete befinden sich z. B. im Westen und Osten der Insel Hiddensee und dem Krumsteet Haken auf der Insel Fehmarn. Diese Standorte sind in die Kartierung jedoch nicht eingegangen, da eine Betretung der Naturschutzgebiete nicht genehmigt wurde. Es wurde eingangs bereits beschrieben, dass Windwattgebiete in Abhängigkeit von der Windrichtung überspült werden oder trocken fallen.



**Abb. 5** Karte der deutschen Ostseeküste. Dargestellt sind alle Standorte, die während der Kartierung 2002 untersucht wurden. Die Standorte, an denen sich mikrobielle Matten entwickelt hatten, sind rot hervorgehoben.

Wie auch in den Gezeitenbereichen von Küstengewässern sind die Organismen in einem Windwatt großen Salinitäts- und Temperaturschwankungen ausgesetzt. Unter so extremen Lebensbedingungen ist in der Regel keine Konkurrenz durch niedere oder höhere Pflanzen gegeben und die Aktivität von Weidegängern ist stark reduziert oder fehlt vollständig (STAL 1994). Diese sind zwei wichtige Voraussetzungen für die Akkumulation organischen Materials. Weitere Standorte an denen sich Mikrobenmatten entwickelt hatten, waren z. B. die Dänische Wiek im Greifswalder Bodden, am Boiensdorfer Werder oder die Wohlenberger Wiek in der Wismarbucht. Die Uferbereiche dieser flachen, geschützten Buchten und Bodden sind in der Regel mit einem nahezu vollständig geschlossenen Schilfgürtel (*Phragmites australis*) oder *Carex spec.* bewachsen. An diesen Standorten sind mikrobielle Matten in erster Linie auf exponierte Sedimente in Häfen oder Badestellen beschränkt. Wie auch in den Windwattgebieten ist der Bereich, der dem des Eulitorals und Supralitorals der Nordsee entspricht, in Abhängigkeit von der Windrichtung unregelmäßig überspült oder exponiert. An den offenen, sandigen Küstenabschnitten, wie bei Graal Müritz (M-H) oder Ahrenshoop (M-H) konnten keine mikrobielle Matten gefunden werden. An diesen Küsten können die Wellen ungehindert auf den Strand auflaufen. Die mechanische Belastung durch häufige Umlagerungsprozesse ist vermutlich so groß, dass eine Anheftung von Cyanobakterien an Sedimentpartikeln nur schwer möglich ist.

### **3.1 Saisonale Sukzession in Mikrobenmatten des Windwatts „Großer Werder“**

Cyanobakterien sind photoautotrophe Mikroorganismen, die aufgrund einer hohen Affinität zu Nährstoffen, eines sehr geringen Energiebedarfs für den Erhaltungsstoffwechsel und der Fähigkeit zur Anreicherung von Reservestoffen (STAL 1991) besonders gut an extreme Standorte angepasst sind. In dem Untersuchungsgebiet Windwatt „Großer Werder“ waren *Microcoleus chthonoplastes* (Abb. 7) und *Lyngbya aestuarii* (MERTENS) LIEBMANN (Abb. 8) die dominanten Cyanobakterienarten. Es handelt es sich dabei um fädige Vertreter der Familie Oscillatoriaceae, die zu den wichtigsten Mattenbildnern gehören (GEMERDEN 1993). Beide Arten sind in der Lage, hohe Sulfidkonzentrationen zu tolerieren (FISCHER et al. 1999) und kommen vor allem in Mikrobenmatten vor, die eine deutliche farbliche Schichtung aufweisen (vergl. GOLUBIC et al. 1999). *Microcoleus chthonoplastes* zeigte sowohl in der Mikrobenmatte als auch in den Sedimentstandorten von März bis Mai 2002 die höchsten Abundanzen. Ab Juni 2002 setzte sich dann *Lyngbya aestuarii* durch und blieb bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes quantitativ dominant. Im Unterschied zu *M. chthonoplastes* trat *L. aestuarii* jedoch hauptsächlich in der mikrobiellen Matte auf, weniger an den Sedimentstandorten. Auf den beprobten Sedimenten konnte die Ausbildung einer Mikrobenmatte im Sinne des Farbstreifensandwattes nicht über den gesamten Untersuchungszeitraum beobachtet werden. Möglicherweise kann sich *L. aestuarii* erst in einem fortgeschrittenen Entwicklungsstadium der Mikrobenmatte durchsetzen.

Der saisonale Verlauf des organischen Kohlenstoffgehaltes, als Biomasseparameter, war an beiden Standorten (die Sedimentstandorte wurden zusammengefasst) vergleichbar (Abb. 9). Von Juni bis September war an allen

Standorten eine deutliche Zunahme der Biomasse zu beobachten, die dann bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes wieder stetig abnahm. Im Vergleich zu den Sedimentstandorten (0,28 - 0,6 in % TM) konnte in der Mikrobenmatte (1,2 - 1,7 in % TM) ein deutlich höherer organischer Kohlenstoffgehalt über den gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden (Abb. 9). Dieses Ergebnis unterstreicht noch einmal die ökologische Bedeutung mikrobieller Matten, Küstensedimente mit organischem Material zu versorgen und anzureichern.

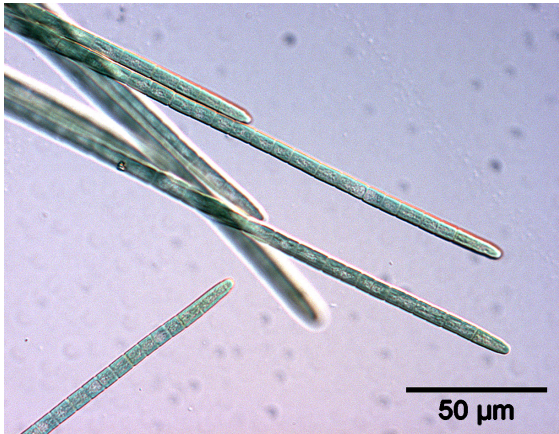


Abb. 7 *Microcoleus chthonoplastes* GOM.

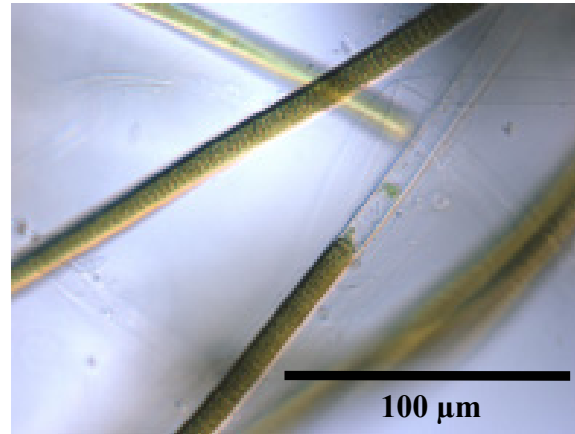


Abb. 8 *Lyngbya aestuarii* (MERT.) LIEBMANN

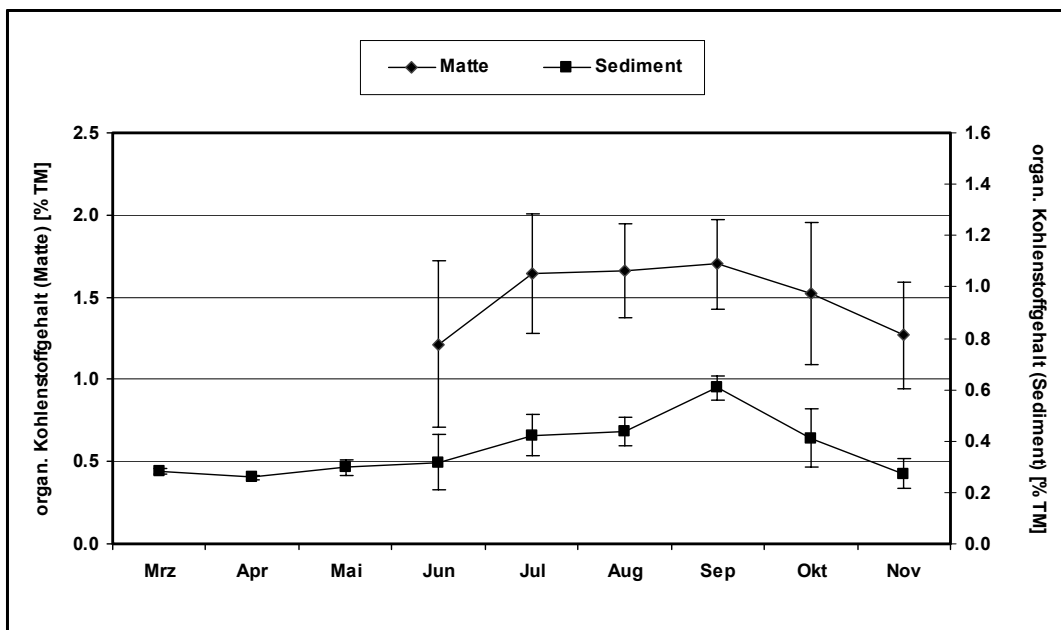


Abb. 9 Saisonaler Verlauf des organischen Kohlenstoffgehaltes [% TM] in einer Mikrobenmatte und eines sandigen Sedimentes am Standort „Großer Werder“ im Jahr 2002. Die rechte y-Achse bezieht sich auf das Sediment, die linke y-Achse auf die Matte.

## Danksagung

An dieser Stelle möchten wir den Mitarbeitern des Nationalparkamtes Rügen (Biosphärenreservat Südost-Rügen), des Nationalparkamtes Vorpommersche Boddenlandschaft, des LUNG Mecklenburg-Vorpommerns und der BFN-Außenstelle Vilm für die Genehmigungen zur Begehung der Naturschutzgebiete und die Bereitstellung von Daten danken. Dr. Henning Baudler danken wir sehr herzlich für die Koordinierung und Hilfe bei der Probenahme im Windwatt „Großer Werder“. Die Kartierung mikrobieller Matten wurde im Rahmen eines Promotionsstipendiums der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert.

## Literatur

- CASTENHOLZ, R. W. (1994): Microbial mat research: The recent past and new perspectives. – [In:] STAL, L. J., CAUMETTE, P. (eds.): *Microbial Mats: Structure, Development and Environmental Significance*. NATO ASI Series, 35: 3-18; Heidelberg (Springer Verlag).
- DECHO, A. W. (1990): Microbial exopolymer secretions in ocean environments: the role(s) in food webs and marine processes. – *Oceanography and Marine Biology Annual Reviews*, 28: 73-153.
- FISCHER, U., RETHMEIER, J., RABENSTEIN & POTTHOFF, A. (1999): Cyanobacterial community changes in sulfide biotopes of shallow coastal water of the Baltic Sea. – [In:] CHARPY, L. & LARKUM, A. W. D. (eds.) 19: 257-263; Monaco (Monaco Musee oceanographique).
- GÄTJE, C. (1992): Artenzusammensetzung, Biomasse und Primärproduktion des Mikrophytobenthos des Elbe-Ästuars. – Dissertation, Universität Hamburg: 210 S.; Hamburg.
- GEMERDEN, H. (1993): Microbial mats: A joint venture. – *Marine Geology*, 113: 3-25.
- GNOTH-AUSTEN, F. & SPECHT, R. (1995): Deutsche Nationalparke: Jasmund, Vorpommersche Boddenlandschaft.: 61-62; Werl i. W. (Vehling-Verlag).
- GOLUBIC, S., LE CAMPION-ALSUMARD, T., CAMPBELL, S. E. (1999): Diversity of marine cyanobacteria. – [In:] CHARPY, L. & LARKUM, A. W. D. (eds.) 19: 53-76; Monaco (Monaco Musee oceanographique).
- GRAUMANN, G. & NEUMANN, R. (2001): Wasser- und Watvögel im Nationalparkgebiet Windwatt Bock und Werder-Inseln. – *Meer und Museum*, 16: 96-100.
- JØRGENSEN, B. B. & COHEN, Y. (1983): Photosynthesis and structure of benthic microbial mats: microelectrode and SEM studies of four cyanobacterial communities. – *Limnology and Oceanography*, 28, 1075-1093.
- MARGULIS, L.; BARGHOORN, E.S.; ASHENDORF, D.; BANERJEE, S.; CHASE, D.; FRANCIS, S.; GIOVANNONI, S. & STOLZ, J. (1980): The microbial community in the layered sediments of laguna Figueroa, Baja California, Mexico: does it have Precambrian analogues? – *Precambrian Research*, 11: 93-123.
- REINECKE, R. (1994). Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. - 10 S.; Rostock (Hinstorff Verlag).
- SCHULZ, E. (1936): Das Farbstreifensandwatt und seine Fauna, eine ökologische biozonotische Untersuchung an der Nordsee. – *Kieler Meeresforschungen*, 1: 359-378.
- SCHULZ, F. & RÖSEL, E. (1993). Neumanns Landschaftsführer Vorpommersche Boddenlandschaft und Recknitztal. - 94 S.; Radebeul (Neumann Verlag).
- STAL, L. J. (1991): The metabolic versatility of the mat-building cyanobacteria *Microcoleus chthonoplastes* and *Oscillatoria limosa* and its ecological significance. – *Algological Studies*, 64: 453-467.
- STAL, L. J. (1994): Microbial mats: Ecophysiological interactions related to biogenic sediment stabilization. – [In:] KRUMBEIN, W. E., PATERSON, D. M. & STAL, L. J. (eds.): *Biostabilization of sediments*. 41-53; Universität Oldenburg (BIS-Verlag).

**Autoren:**

Kathrin Witte, Jana Wölfel & Prof. Dr. Ulf Karsten

Angewandte Ökologie  
Universität Rostock  
Albrecht-Einstein-Straße 3a  
18051 Rostock

E-mail: [kathrin.witte@stud.uni-rostock.de](mailto:kathrin.witte@stud.uni-rostock.de)

Manuskripteingang: 01.06.2003; angenommen: 13.08.2003



Ralf GRUNEWALD

## **Auswirkungen des Fremdenverkehrs auf die Dünen- und Spülsaumvegetation auf Rügen und Usedom unter besonderer Berücksichtigung verschiedener Diversitätsindizes**

**Effects of recreational activities on the dune and beach vegetation on Ruegen and Usedom island**

### **Abstract**

During the summer of 2002 the effect of trampling on dunes and beaches on the Islands of Ruegen and Usedom were surveyed and documented. The situation alongside three different pathways leading from parking lots through the dunes onto the beach was studied as well as the effects of trampling on the beach on the annual plant communities along the drift zone. Vegetational plots according to the Braun-Blanquet method were chosen to document plant cover, species richness, and species evenness using a variety of diversity indices. The indices were selected to investigate their sensitivity to human disturbances on dunes (trampling). In general it became clear that the commonly used indices (Shannon, Simpson, Margalef, Evenness) did not show the damage to the plant cover as clearly as the more basic parameters such as 'plant cover' or 'number of species'. This was due to the fact that the indices were calculated using the relative species abundance and not the absolute figures; nevertheless, it could be shown that the damage from trampling is highest immediately next to the official pathways because people are reluctant to walk through deep sand and prefer to walk on the plant cover on the dunes. This leads to the degradation and even destruction of natural dune vegetation with mosses and lichens being most vulnerable. The recent paving of one studied official pathway using plastic tiles and the constructing of a more robust fence may help in reducing further damage and restoring the natural vegetation again at this location. However, it is too early to determine whether or not this has been successful. On the beach the annual plant communities growing on the organic deposits along the drift zone were analyzed and different effects of trampling could also be documented depending on the different numbers of visitors at the two sites studied.

**Keywords:** tourism, trampling, biodiversity, diversity indices, Mecklenburg-Vorpommern, Northeastern Germany, Baltic Sea

# 1 Einleitung

Die Gebiete um die Pommersche Bucht haben ökonomisch bisher unter der innereuropäischen Randlage an der EU-Grenze zwischen Deutschland und Polen gelitten. In den letzten Jahren nimmt der Fremdenverkehr, als eine der wenigen Wachstumsbranchen, wirtschaftlich eine immer wichtiger werdende Stellung in der sonst strukturschwachen Region ein. Zukünftig ist mit einem weiteren Ansteigen der Besucherzahlen nach dem Beitritt Polens zur EU zu rechnen, wobei insbesondere für Pole kein Ansteigen der Tourismusintensität erwartet wird. Der Strand- und Badetourismus spielt hierbei eine zentrale Rolle, so dass sich die Besucherströme in den Sommermonaten vor allem auf die flachen Sandstrände der holozänen Nehrungen konzentrieren. Diese sind wiederum aus Sicht des Naturschutzes, aber auch aus Sicht des Hochwasserschutzes, sehr sensibel und schutzbedürftig.

Schon zum Ende des 19. Jahrhunderts wurde in der wachsenden Bürgerschicht der Strand- und Badeurlaub zunehmend populär und es kommt seitdem zu teilweise starken Zerstörungen innerhalb der Dünen. Arbeiten von KLEWE (1979), JESCHKE (1985), PIOTROWSKA (1989), ISERMANN (1993), ISERMANN & KRISCH (1995) haben sich bereits mit dieser Thematik beschäftigt und teilweise Schäden dokumentiert und untersucht. Heute sind in Deutschland und auch in Polen die so genannten Hochwasserschutzdünen nicht öffentlich betretbar. Obwohl das Wissen um die Trittempfindlichkeit der Dünen bei den Strandbesuchern weit verbreitet zu sein scheint und Schilder an den Strandzugängen bzw. am Fuß der Weißdünen zusätzlich auf das Betretungsverbot hinweisen, ist eine gewisse Diskrepanz zwischen Wissen und tatsächlichem Handeln zu beobachten. Zahlreich finden sich Trampelpfade, wilde Strandübergänge und „Toilettengebüsche“ auf den Dünen.

Auf den Dünen finden sich Trittschäden zwischen Parkplatz und Strand, zwischen Strand und „Toilettengebüsch“ (in den Dünen) sowie durch küstenparallel verlaufende Trampelpfade. Als vierte Kategorie kann man all jene Trittschäden zusammenfassen, die auf dem Strand selbst stattfinden. Das Lagern und Sonnenbaden verhindert bzw. zerstört besonders im oberen Strandbereich und am Weißdünenfuß junge initiale Dünenstadien. Zusätzlich schädigt das Ballspielen, Radfahren, Spazieren die eventuell vorhandene Spülsaumvegetation im mittleren Strandbereich. Allerdings ist das komplette Fehlen von Vordünen- oder Spülsaumgesellschaften nicht ohne weiteres alleine auf den Tourismus rückführbar, sondern wird wesentlich durch die natürliche Sedimentbilanz des Strandabschnittes beeinflusst.

Die folgenden Untersuchungen beziehen sich vor allem auf die so genannten offiziellen Strandübergänge und ihr direktes Umfeld. Obwohl diese zumeist deutlich markiert und beschildert sind, weichen die Besucher oftmals auf die offene Düne aus und schädigen oder zerstören dort die Pflanzendecke. Ziel war es, Unterschiede zwischen verschiedenen stark frequentierten und unterschiedlich ausgestatteten Strandübergängen bzw. Spülsäumen zu dokumentieren und Trittschäden quantitativ zu erfassen. Hierzu sollte vor allem die Nutzbarkeit verschiedener Diversitätsindizes geprüft werden.

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Untersuchungsgebiete**

Die Untersuchungsflächen liegen auf Rügen und Usedom. Verglichen wurden Aufnahmen an drei verschiedenen Strandzugängen im nördlichen Bereich der Schmalen Heide (Rügen). Zusätzlich wurden die Trittschäden innerhalb eines Spülsaums, an einem stark frequentierten Strand nördlich des Badeortes Karlshagen (Usedom) sowie einem Spülsaum an einem weniger stark genutzten Strandabschnitt in der Nähe untersucht.

### **2.2 Vorgehensweise**

Die Vegetationsuntersuchungen wurden zwischen Mai und September 2002 durchgeführt und basieren auf Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1962, zit. nach HAEUPLER, 1982) und der nach BARKMAN (BARKMAN et al. 1964) veränderten Aufnahmeskala.

Die jeweiligen Aufnahmeflächen auf den Dünen hatten die einheitliche Größe von 16 m<sup>2</sup>. Da die Trittbelastung mit zunehmender Entfernung vom Weg abnimmt, wurden drei Flächentransekte von jeweils 2 m Breite und ca. 40 m Länge parallel zum Strandzugang angelegt. Über Vegetationsaufnahmen (jeweils 2 x 8 m) wurde die Pflanzendecke (Flechten, Moose und Gefäßpflanzen) und somit die Schädigung dokumentiert. Zusätzlich wurde in ausreichender Entfernung ein weiterer Streifen mit Aufnahmeflächen angelegt, um dadurch auch den Vergleich mit fehlender oder niedriger Trittbelastung zu ermöglichen.

Für die Untersuchungen der Spülsäume wurde eine küstenparallele Fläche von 4 x 30 m im Bereich der dichtesten Spülsaumvegetation abgesteckt. Alle 2 m wurde nun eine Vegetationsaufnahme durchgeführt, so dass 15 Aufnahmen bei Flächengrößen von jeweils 8 m<sup>2</sup> entstanden.

Die Daten wurden später in eine Datenbank (MS-Access) eingegeben und die Auswertung bzw. Berechnung der Diversitätsindizes erfolgte mit einem Tabellenkalkulationsprogramm (MS-Excel). Berechnet wurden die Indizes nach Margalef (Artenreichtum), Evenness (relative Abundanz der Arten), sowie die kombinierten Indizes nach Shannon & Wiener sowie nach Simpson (siehe dazu auch: MAGURRAN 1988, GRUNEWALD 2002).

Während sich die Gesamtartenzahl direkt aus den Vegetationsaufnahmen ergibt, stellt sich für die Arthäufigkeit die Frage nach der Methode. HAEUPLER (1982) benutzt in seiner Habilitationsarbeit die Schätzskala der Artmächtigkeiten nach BRAUN-BLANQUET (1962, zit. nach HAEUPLER, 1982). Diese Skala setzt sich aus Klassen zusammen die teilweise auf Auszählen der Individuen (seltene Arten) oder aber auf Schätzungen der Deckungsgrade beruht. Andere Möglichkeiten sind das Sammeln und Bestimmen des Trockengewichtes aller vorkommenden Pflanzenarten in einer Probefläche oder das komplette Auszählen der Individuen.

**Tabelle 1** Vergleich der Schätzskalen von BRAUN-BLANQUET (1962) und BARKMAN et al. (1964) sowie die zugeordneten Dominanzklassen zur Index-Berechnung

BRAUN-BLANQUET (1962)	Erläuterung	Dominanzklassen nach HAEUPLER (1982)	Schätzskala nach BARKMAN et al. (1964)	Dominanzklassen (eigener Vorschlag)	Erläuterung
r	lediglich ein Individuum in der Fläche	0,01	r	0,01	sporadisch vorhanden im ganzen Assoziationsbestand
+	wenige Individuen und nur geringe Flächenanteile deckend	0,2	+r	0,20	sporadisch (1 - 2 Individuen) im Minimumareal bzw. in der Probefläche
			+p	0,50	wenig zahlreich (etwa 3-20 Ind. Pro Min.-areal) Bedeckung < 1 %
			+a	1,50	dito, aber 1 - 2 %
			+b	3,50	dito, aber 2 - 5 %
			1p	1,00	zahlreich (etwa 20-100 Ind. Pro Min.-areal), Bedeckung < 1 %
1	zahlreiche Individuen, aber mit geringen Deckungsgrad, oder wenige Individuen mit größerem Deckungsgrad	2,5	1a	1,50	dito, aber 1 - 2 %
			1b	3,50	dito, aber 2 - 5 %
			2m	3,50	sehr zahlreich (> 100 Ind. Pro Min.-areal), Bedeckung < 5 %
2	zahlreiche Individuen oder mindestens 10 % bis 25 % der Probefläche	15	2a	8,50	Individuenzahl egal, 5 - 12,5 %
			2b	19,25	dito, 12,5 - 25 %
3	25 % bis 50 % der Aufnahmefläche deckend, Individuenzahl beliebig	37,5	3a	31,25	dito, 25 - 37,5 %
			3b	43,75	dito, 37,5 - 50 %
4	5 - 75 % der Aufnahmefläche deckend, Individuenzahl beliebig	62,5	4a	56,25	dito, 50 - 62,5 %
			4b	68,75	dito, 62,5 - 75 %
5	mehr als 75 % der Aufnahmefläche deckend, Individuenzahl beliebig	87,5	5a	81,25	dito 75 - 87,5 %
			5b	93,75	dito 87,5 - 100 %

Beide Alternativen scheiden aufgrund des Zeitaufwandes, der nur einmal möglichen Beprobung und der Probleme, Individuen klar zu trennen und zu zählen (z. B. bei Gräsern, ausläuferbildenden Arten), aus. Stattdessen wurde folgende Vorgehensweise angewendet: Die weit verbreitete Mengenskala von BRAUN-BLANQUET wird von HAEUPLER (1982) schematisch in eine Dominanzskala umgerechnet, für die er jeweils den mittleren Deckungsgrad jeder Klasse nimmt. Für die Umrechnung der niedrigen Werte (< 1 % Deckung) legt er dagegen „subjektiv“ die Werte fest. Die Gesamtdeckung (analog zu „Gesamtzahl aller Individuen“) wird durch das Addieren der einzelnen Artmächtigkeiten erreicht, die somit deutlich über 100 % liegen kann. Die Dominanzskala von HAEUPLER (1982) wurde nun für die erweiterte BRAUN-BLANQUET-Skala nach BARKMAN et. al. (1964) ergänzt, so dass sich die in Tabelle 1 dargestellten Dominanzklassen ergeben, die für die jeweilige Indexberechnung genutzt wurden.

### **3 Ergebnisse**

#### **3.1 Charakterisierung der Untersuchungsgebiete**

##### **Mukran-alt:**

Stark benutzter Übergang am Parkplatz Mukran (Abb. 1). Der Zaun ist teilweise zerstört bzw. sehr niedrig (30 – 40 cm) und kann daher leicht überwunden werden. Große Bereiche jenseits des Zaunes sind daher vegetationslos.

##### **Mukran-neu:**

Stark benutzter Übergang am Parkplatz Mukran (Abb. 2). Der Zaun wurde im Jahr vor den Untersuchungen erneuert und erhöht (ca. 80 – 90 cm). Allerdings können Besucher relativ leicht unter dem Zaun hindurch laufen (strandparalleler Trampelpfad). Der Zugang selbst wurde mit Plastikwaben befestigt, so dass die Strandbesucher effektiv vom Ausweichen auf die geschützte Düne abgehalten werden.

##### **Prora-Nord:**

Bereich des ehemaligen KDF-Bades zwischen den Ruinen und den fertig gestellten Bauten (Abb. 3). Parkplätze sind relativ weit entfernt und Hinweisschilder fehlen (alter Strandzugang, der nicht mehr unterhalten wird). Relativ geringes Besucheraufkommen, keine Zäune oder neuere Wegbefestigungen.

##### **Spülsaum Usedom:**

Die untersuchten Spülsäume liegen zwischen dem Strandbad Karlshagen und dem Sperrgebiet und NSG „Peenemünder Haken, Insel Struck und Ruden“. Ein stark geschädigter Spülsaum liegt in der Verlängerung eines Strandzuges am Parkplatz Peenemünder Sperrgebiet (Abb. 4). Dieser Strandabschnitt ist während der Saison sehr stark besucht. In etwa 300 m Entfernung befindet sich in südlicher Richtung der zweite untersuchte Spülsaum, der deutlich weniger stark durch Tritt geschädigt ist.



**Abb. 1:** Übergang „Mukran – Alt“, der niedrige Zaun und das NSG-Schild (rechts vom Zaun) können das Betreten der Düne nicht verhindern



**Abb. 2:** Zugang „Mukran Neu“, die Befestigung des Weges und die Neugestaltung des Zaunes könnte in Zukunft die Trittschäden minimieren



**Abb. 3:** Übergang „Prora – Nord“ (keine Abzäunung, aber aufgrund der schlechten Erreichbarkeit deutlich weniger Trittschäden, starke natürliche Sandakkumulation im Hintergrund)



**Abb. 4:** Spülsaumvegetation auf Usedom, nördlich Karlshagen (im Vordergrund durch Tritt zerstörter Spülsaum mit „fahrbarem Imbissstand“)

### 3.2 Ergebnisse der Dünenuntersuchungen

Die Sukzessionsreihe entlang einer ungestörten Dünenabfolge von Primär- über Sekundär- hin zu Tertiärdünen ist prinzipiell durch steigende Artenzahlen, Deckungsgrade und schließlich auch durch Diversitäten gekennzeichnet (Tabelle 2 + 3: Spalten „Transekt-ungestört“). Abweichungen von diesem Schema finden sich jedoch häufig, wobei die Exposition (Dünental, Dünenplateau, Nordhang, Südhang), das Alter sowie das Umfeld der Dünenkomplexe oftmals deutlichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung haben. Braundünengesellschaften (im Untersuchungsgebiet nicht vorhanden) sind dann wieder von niedrigeren Artenzahlen gekennzeichnet. Diese natürlichen Vegetationsmuster entlang der unterschiedlich alten Dünen werden auf den untersuchten Flächen von den anthropogen bedingten Veränderungen überlagert. Allerdings ist auch hier noch eine Zunahme der Artenzahlen (insbesondere der Moose und Flechten) von den Sekundär- zu den Tertiärdünen zu beobachten, die umso deutlicher hervortritt, je weniger Trittschäden vorhanden sind (Tabelle 2).

An allen Übergängen sowie am Spülsaum kann eine Abnahme der Trittschäden bzw. Zunahme der Vegetationsbedeckung mit zunehmender Entfernung vom Strandzugang beobachtet werden, die sich meist auch in den steigenden Artenzahlen widerspiegelt. Diese Veränderungen verlaufen jedoch nicht immer kontinuierlich, sondern neben dem eigentlichen Weg existiert häufig ein schmaler Bereich weniger gestörter Vegetation an den sich dann ein Bereich höchster Trittschäden anschließt. Dieses ist auf die sekundäre Sandakkumulation im Luv und Lee der Strandzugänge zurückzuführen, so dass die Besucher nicht am Hang, sondern auf der ebenen Graudüne laufen. Von dem Bereich höchster Schäden findet dann ein langsamer Rückgang der Beeinträchtigungen mit zunehmender Entfernung vom Strandübergang statt. Hierbei zeigt insbesondere das Vorkommen von Moosen und Flechten einen deutlich niedrigeren Störungsgrad an (Tabelle 2). Insgesamt wird die Vegetation dichter, höher und die Artenzusammensetzung deutlich diverser.

Die berechneten Diversitätsindizes zeigen im Verlauf des untersuchten ungestörten Transektes (Tabelle 3) einen z. T. deutlich steigenden Gradienten vom Meer in Richtung Land. Ein Anstieg ist ebenfalls oft mit zunehmender Entfernung vom Strandzugang zu beobachten. Im Bereich des auf den Strand führenden Trampelpfades und von sonstigen Störstellen (Übersandung) sind dagegen Rückgänge der jeweiligen Indexwerte zu erkennen. Die unterschiedlichen Störungsintensitäten können teilweise ebenfalls an den untersuchten Strandübergängen beobachtet werden (Tabelle 3), wobei die Aussagen etwas schwieriger zu interpretieren und weniger deutlich sind. Insgesamt bewegen sich die Indizes an den Übergängen zumeist auf einem niedrigeren Niveau als jene entlang des untersuchten ‚ungestörten‘ Transektes.

**Tabelle 2** Übersicht der erhobenen Vegetationsparameter (- = keine Daten), die Aufnahmen liegen jeweils rechts zum zugehörigen Strandzugang (Größe: 2 x 8 m)

Entfernung vom Strandzugang [m]	Transekt (ungestört) >40	Übergang „Prora-Nord“			Übergang „Mukran Neu“			Übergang „Mukran Alt“			
		Meer	0-2	2-4	4-6	Meer	0-2	2-4	4-6	Meer	0-2
<b>Artenzahlen (gesamt)</b>	12 16 19 27 29	11 11 14 18 -	9 10 11 18 -	15 18 15 28 -	9 6 9 13 -	10 11 17 18 -	10 8 25 25 -	17 14 18 8 0	15 16 20 15 21	19 19 14 -	
<b>Nur Moose und Flechten (Artenzahlen)</b>	0 2 6 11 11	0 0 3 5 -	0 1 3 11 -	1 2 7 13 -	0 0 0 0 -	0 0 3 1 -	0 1 4 6 -	5 5 5 1 0	3 5 6 4 9	3 4 6 -	
<b>Deckung [%]</b>	19,80 25,45 90,65 97,53 82,33	29,2 37,9 64,75 53,4 -	26,5 27,1 43,65 79,75 -	61,2 106,4 62,35 124,55 -	14,20 6,40 12,60 9,90 -	15,40 15,00 57,50 31,40 -	22,40 20,40 58,30 63,30 -	71,10 82,95 70,70 18,40 0,00	79,95 47,8 40,5 50,25 54,5	84,85 94,1 57 -	

**Tabelle 3** Übersicht der berechneten Diversitätsindizes (- = keine Daten), die Aufnahmen liegen jeweils östlich zum zugehörigen Strandzugang (Größe: 2 x 8 m)

	Transekt (ungestört)	Übergang „Prora-Nord“			Übergang „Mukran Neu“			Übergang „Mukran Alt“					
		>40	0-2	2-4	4-6	0-2	2-4	4-6	0-2	2-4	4-6		
Entfernung vom Strandzugang [m] <b>Margalef</b>	3,59	Meer ↑ Strandzugang ↓ Land	2,96	2,44	3,40	Meer ↑ Strandzugang ↓ Land	3,02	3,29	2,89	Meer ↑ Strandzugang ↓ Land	3,75	3,20	4,05
	4,93		2,75	2,72	3,64		2,69	3,69	2,32		2,94	3,90	3,96
	3,88		3,11	2,65	3,39		3,16	3,95	5,90		3,99	5,13	3,22
	5,68		4,27	3,88	5,60		5,23	4,93	5,79		2,40	3,58	-
	6,23		-	-	-		-	-	-		0	4,40	-
<b>Evenness</b>	0,78	0,87	0,94	0,89	0,82	0,83	0,76	0,74	0,73	0,60			
	0,82	0,95	0,81	0,70	0,72	0,58	0,74	0,65	0,81	0,80			
	0,72	0,95	0,68	0,83	0,75	0,89	0,83	0,82	0,78	0,85			
	0,87	0,85	0,92	0,89	0,85	0,80	0,78	0,85	0,75	-			
	0,73	-	-	-	-	-	-	0	0,80	-			
<b>Shannon</b>	1,92	2,09	2,06	2,41	1,80	1,91	1,76	2,10	1,98	1,76			
	2,28	2,28	1,87	2,03	1,29	1,40	1,54	1,72	2,25	2,35			
	2,11	2,50	1,62	2,25	1,65	2,51	2,66	2,38	2,35	2,24			
	2,85	2,47	2,65	2,98	2,17	2,30	2,52	1,77	2,02	-			
	2,44	-	-	-	-	-	-	0	2,42	-			
<b>Simpson</b>	0,81	0,85	0,87	0,90	0,80	0,82	0,78	0,83	0,80	0,70			
	0,86	0,85	0,82	0,81	0,63	0,62	0,74	0,69	0,87	0,88			
	0,79	0,73	0,74	0,84	0,76	0,90	0,91	0,89	0,87	0,88			
	0,93	0,90	0,90	0,90	0,83	0,86	0,90	0,82	0,80	-			
	0,85	-	-	-	-	-	-	0	0,88	-			

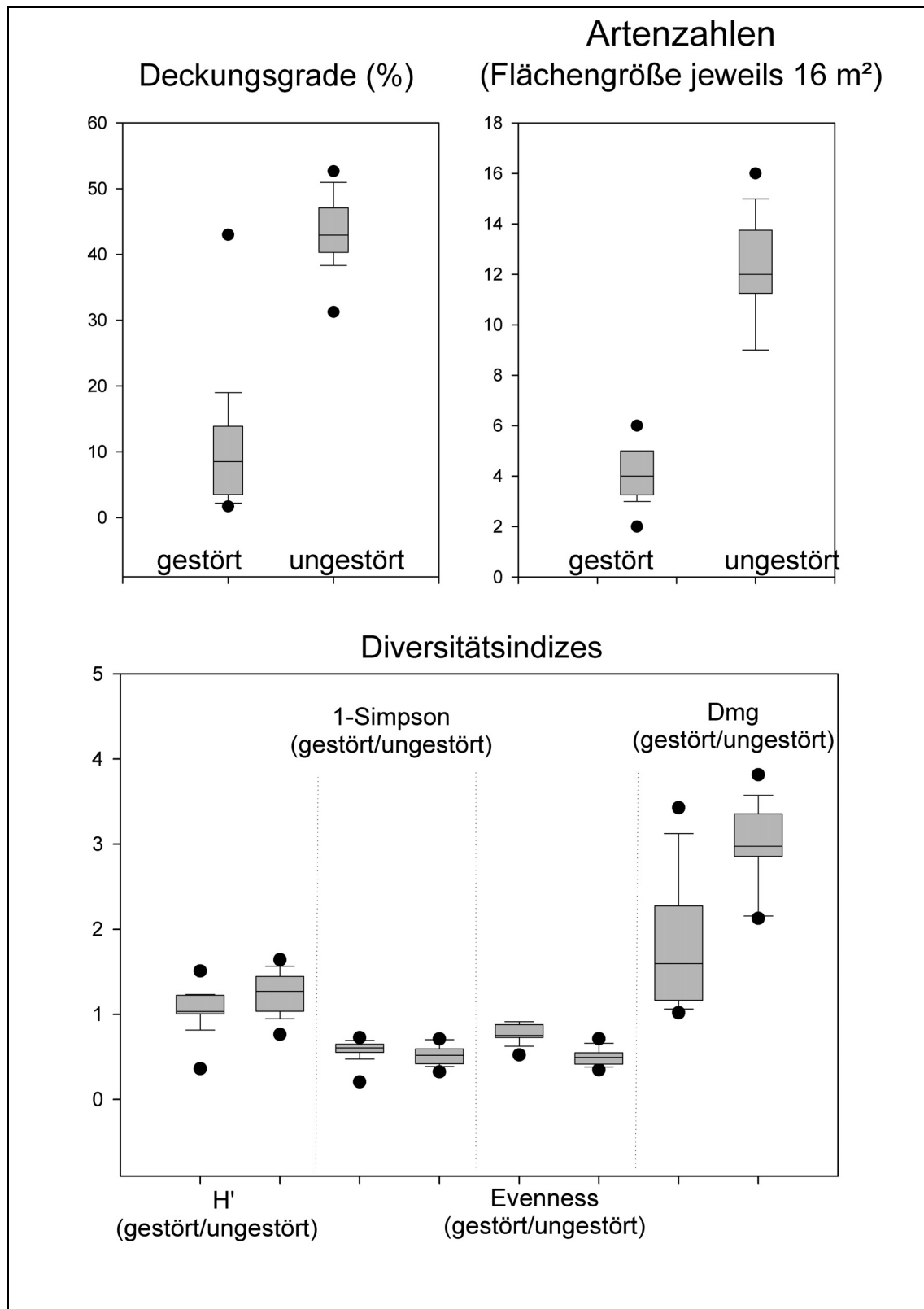
Zusätzlich zu den auf den Strand führenden Trampelpfaden zieht sich ein strandparalleler Dünentrampelpfad fast die gesamte Küste der Schmalen Heide entlang. Dieser wird zwar von Zäunen an den Strandübergängen deutlich sichtbar versperrt, allerdings sind diese oftmals zerstört. Der Pfad wird sowohl zum Spazieren als auch zum Radfahren (!) genutzt und läuft oftmals dicht an der Kante zum Kieferndünenwald entlang. Im Umfeld der Übergänge verbreitert sich die „Trittzzone“ des Trampelpfades und führt in Kombination mit den Schäden des Strandübergangs zu teilweise großflächig fast vegetationslosen Flächen (Abb. 2).

### 3.3 Ergebnisse der Spülsaumuntersuchungen

Während die vorhandenen Spülsäume im Vorfeld der auf Rügen untersuchten Strandübergänge nur sehr schwach ausgebildet sind, entwickeln sich auf Usedom teilweise bis zu 8 m breite Spülsäume. Diese werden nicht nur von Touristen geschädigt, sondern werden zusätzlich von fahrenden Eis- und Wurstverkäufern auf ATV's (= All Terrain Vehicle, Abb. 4) und von den Müllsammelkolonnen der Strandbäder beeinträchtigt. Im unmittelbaren Bereich der Strandbäder verhindert ein intensives Strandmanagement (maschinelles Harken und Rechen des Strandes zur Beseitigung von Müll und angespülten Pflanzenresten) die Entwicklung eines Spülsaumes und der Strand ist von der Wasserlinie bis zum Dünenschutzzaun am Fuß der Weißdüne praktisch vegetationslos.

Auf dem untersuchten Strandabschnitt auf Usedom ergibt sich folgendes Bild (Abb. 5 A-C). Die Vegetation des Spülsaumes wird in der direkten Verlängerung des Strandzugangs erheblich durch Tritt geschädigt bzw. in einem ca. 50 m breiten Streifen fast vollständig zerstört. Nach rechts und links nehmen die Trittschäden kontinuierlich ab (Abb. 4). Der untersuchte, 30 m lange Abschnitt beginnt etwa 20 m südlich des Zugangs in einem Bereich sehr schütterer Vegetation, die mit zunehmender Entfernung zum Zugang langsam zunimmt. Die ungestörten Flächen zeigen hier deutlich höhere Deckungsgrade und Artenzahlen (Abb. 5 A + B, Mann Whitney U,  $p < 0,001$ ,  $\alpha = 0,05$ ).

Analog zu den Parametern Deckungsgrad und Artenzahl (Abb. 5 A + B) wurden die Flächen auch hinsichtlich ihrer Diversität untersucht. Die größten Unterschiede zeigen sich beim Index  $D_{mg}$  (Margalef), der deutlich höhere Diversitäten (Artenreichtum) für die ungestörten Flächen angibt (Abb. 5 C, Mann Whitney U,  $p < 0,001$ ,  $\alpha = 0,05$ ). Ähnlich, aber weniger deutlich, ist der Trend bei dem Index  $H'$  (Shannon,  $p < 0,027$ ,  $\alpha = 0,05$ ), der sowohl den Artenreichtum als auch die Gleichverteilung der Arten berücksichtigt. Auch zur Berechnung des Simpson-Indexes werden beide Komponenten der Diversität (Artenreichtum und Evenness) benutzt, allerdings wird die Evenness stärker gewichtet und die gestörten Flächen haben demnach eine signifikant höhere Diversität (1-Simpson,  $p < 0,036$ ,  $\alpha = 0,05$ ). Noch deutlicher wird der Unterschied bei alleiniger Betrachtung der Evenness (Gleichverteilung), die ebenfalls eine signifikant niedrigere Diversität den ungestörten Flächen zumisst ( $p < 0,001$ ,  $\alpha = 0,05$ ).



**Abb. 5:** Darstellung der Ergebnisse der Spülsaumuntersuchungen in Form von Box & Whiskers Plots mit N=15, Median, 2. und 3. Quartil (Box), Extremwerten und Ausreißern

## 4 Diskussion

### 4.1 Dünen

Das Arteninventar der Dünen gibt einen guten Hinweis auf die Störungen. Insbesondere ist der Rückgang bzw. das Fehlen von Flechten und Moosen auffällig und bei sehr starken Störungen können nur noch die robusten Pflanzen (z. B. *Artemisia campestris* agg. L., *Hieracium umbellatum* L., u. a.) eine gewisse Zeit überleben. Diese Pflanzen sind jedoch ebenfalls stark mechanisch geschädigt und können sich kaum noch vegetativ oder über Samenbildung vermehren. Annuelle Arten mit einer sehr zeitigen Blüh- bzw. Fruchtphase können ebenfalls noch einige ansonsten stark gestörte Standorte kurzzeitig besiedeln, da ihr Lebenszyklus nicht oder nur kaum mit dem Hauptaufkommen der Besucher im Sommer überlappt. Im hinteren Bereich (ältere Graudüne) wären eigentlich mit die höchsten Artenzahlen und Deckungsgrade zu erwarten, aber die Vegetation ist fast vollständig zerstört.

Die verschiedenen Indizes eignen sich unterschiedlich gut für die Untersuchung der Trittschäden auf den Dünen:

Die stark ansteigenden Indizes entlang des ‚ungestörten‘ Transektes reflektieren die fortschreitende Sukzession, die im Untersuchungsgebiet auch an den steigenden Artenzahlen und Deckungsgraden von den Weißdünen zu den Graudünen ablesbar ist. Für die Untersuchung der Trittschäden sind jedoch die Veränderungen der Indizes in Abhängigkeit von der Entfernung zum Strandzugang entscheidender. Die Indizes Shannon und Margalef haben einen recht ähnlichen Verlauf und zeigen vor allem im hinteren Dünenbereich ein Ansteigen der Diversität mit zunehmender Entfernung vom Zugang an. Besonders deutlich wird dieses beim Vergleich mit dem zusätzlich aufgenommenen Transekt abseits der Übergänge. Während Margalef, als Index für Artenreichtum, lediglich mit der summierten Gesamtdeckung arbeitet, ist das größte Problem bei der übrigen Indexberechnung die Umrechnung der Deckungsgrade in relative Abundanzen. Dadurch fällt die Information „absoluter Deckungsgrad“ weg. Daraus folgt wiederum, dass verhältnismäßig viele Arten bei niedrigen Gesamtdeckungen (= hohen Trittschäden) zu hohen Index-Ergebnissen (Margalef, Shannon & Wiener, Simpson) führen. Der Index steigt zudem in die Höhe, da die vergleichsweise vielen Arten jeweils niedrige Deckungen und somit eine hohe Evenness (= Gleichverteilung) haben (Evenness, Shannon & Wiener, Simpson). Hierdurch wird die Interpretation der Indizes erheblich erschwert und die „einfachen“ Parameter Gesamtdeckung und Artenanzahl zeigen die Unterschiede viel schärfer an (Tabelle 2).

Die Interpretation der Evenness bereitet auch theoretisch einige Schwierigkeiten. HAEUPLER (1982: 140) nennt niedrige Evenness-Werte kennzeichnend für bestimmte „naturnahe Formationen“. Oftmals sind es Pflanzenbestände, die vor allem von einer oder nur wenigen Arten dominiert werden. Hohe Evenness-Werte sind dagegen kennzeichnend für viele anthropogen oder zoo-anthropogen beeinflusste Gesellschaften, die „mehr oder weniger ständigen Störungen unterliegen wie Strandwälder, Auenwälder und –gebüsche oder Felsbandrasen“ (HAEUPLER 1982: 143). Wenn dieser Aspekt auch bei der Interpretation der hier untersuchten Flächen berücksichtigt wird, so können folgende Thesen formuliert werden (die sich teilweise jedoch widersprechen):

- Weißdünen sind ständigen (natürlichen) Störungen bzw. harten Umweltbedingungen ausgesetzt und müssten daher (analog zu Strandwällen, s. o.) eine hohe Evenness haben
- Weißdünen werden vor allem von jeweils einer Strandhafer-Sippe dominiert und haben daher eine niedrige Evenness
- Trittschäden haben einen ständigen Störeinfluss auf die Vegetation der Graudünen, daher haben trittgestörte Graudünen eine hohe Evenness
- Extreme Trittschäden führen zu einem Rückgang der Evenness

Am besten lassen sich diese Widersprüche auflösen, wenn man davon ausgeht, dass niedrige bis mittlere Störintensitäten („Intermediate Disturbance“), in natürlichen oder naturnahen Pflanzengesellschaften zunächst zu einem Ansteigen der Diversitäten (meist Artenzahlen) führen (z. B. DIERßEN & KIEHL 2000), die dann aber bei weiter steigendem Störungsgrad rapide zurückgehen. Die (natürlichen) Störungen der Weißdünen sind jedoch so stark, dass sich kaum andere Arten dort halten können (Extremlebensraum). Dieses unterschiedlich zu interpretierende „Verhalten“ der Evenness erschwert die Arbeit auch mit den Indizes nach Shannon und nach Simpson, die die Evenness als einen Strukturparameter der Diversität mit berücksichtigen.

Eventuell wären auch teilweise schmalere bzw. kleinere Aufnahmeflächen sinnvoll, um die Veränderungen in der Vegetation feiner aufzulösen (z. B. schmale Trampelpfade). Zur Vergleichbarkeit der Indizes ist hier jedoch eine einheitliche Flächengröße notwendig. Die deutlichen Aussagen, die mit Hilfe der Parameter Deckung und Artenzahlen getroffen werden können, zeigen ebenfalls, dass die Flächengröße für die Fragestellung ausreichend klein gewählt wurde.

## 4.2 Spülsäume

Während die Parameter Artenzahlen und Deckung die Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Spülsaumabschnitten sehr deutlich wiedergeben, zeigt sich das Bild bei der Auswertung der Diversitätsparameter etwas differenzierter.

Die Abbildung 5 A - C zeigt die „Box and Whiskers“ Plots der verschiedenen untersuchten Parameter. Dabei wird folgendes deutlich: Der ungestörte Spülsaum ist beim Deckungsgrad durch eine geringere Variabilität der Index-Werte auf einem deutlich höheren Niveau gekennzeichnet und bewegt sich bei den Parametern Margalef ( $D_{mg}$ , Artenreichtum) und Shannon & Wiener ( $H'$ ) auf einem signifikant höheren, bei Simpson und bei der Evenness auf einem signifikant niedrigeren Niveau. Dieses verdeutlicht, dass der Faktor „Evenness“ beim Index nach Simpson höher gewichtet ist, als der Artenreichtum: Die Verhältnisse beim Parameter Evenness kehren sich um und während  $H'$  noch etwas höhere Werte für die ungestörten Spülsaumbereiche anzeigt, liegen die Simpson-Werte (insbesondere der Median) auf einem niedrigeren Niveau. Sowohl MAGURRAN (1988: 39) als auch LAMPERT & SOMMER (1993) bestätigen dieses und bezeichnen Simpson auch als Dominanz-Index, der vor allem das Vorkommen der häufigsten Arten stark gewichtet. Die niedrigen Evennesswerte lassen sich beim ungestörten Spülsaum vor allem mit der Dominanz der Gänsefußgewächse (Gänsefuß, Melden) und dem Auftreten

etlicher Arten mit nur sehr wenigen oder Einzelpflanzen in einigen Bereichen erklären. Diese Dominanzstruktur wird mit den Trittschädigungen aufgebrochen und insbesondere die seltenen Arten verschwinden.

### **4.3 Schädigungen und Maßnahmen**

Das Schadensbild auf den Dünen und am Strand selbst reicht von leicht geschädigter Vegetation über stärker geschädigte Flächen zu nahezu vollkommen zerstörten, offenen Störstellen mit lockerem Sand.

Die Ergebnisse der hier vorgestellten Untersuchungen lassen den Schluss zu, dass außerhalb der Badeorte die beobachteten Schäden stark von der Lage der Strandübergänge, der Instandhaltung und Art der Zäune bzw. des Bodenbelags abhängen. Übergänge (z. B. Übergang „Prora-Nord“), die in einiger Entfernung von Parkplätzen liegen, werden weniger stark frequentiert und die Störungen sind relativ niedrig. Sind keine, niedrige oder gar verfallene (bzw. zerstörte) Zäune vorhanden und muss tiefer lockerer Sand durchschritten werden, so weichen die Besucher stark auf die noch bewachsenen (eigentlich gesperrten) Dünenflächen aus (Übergänge „Mukran-Alt“ und vor dem Zaunneubau auch „Mukran-Neu). Hierbei wird die Vegetationsdecke zerstört und die Besucher weichen immer weiter auf die Dünen aus, um noch bequem über Pflanzen und nicht durch tiefen Sand zu laufen. Die Schäden sind am größten, wenn versucht wird, Fahrrad zu fahren (Abb. 3).

An einigen Strandzugängen im NSG „Schmale Heide mit Steinfeldern – Erweiterung“ wurden so genannte Plastikwaben als Bodenbelag verlegt sowie ein neuer stabiler Zaun aufgestellt (Abb. 2). Es hat den Anschein, dass sich die Vegetation auf den teilweise komplett zerstörten Dünenflächen langsam erholt. Dieses würde explizit den in §3 der Naturschutzgebietsverordnung für das NSG „Schmale Heide mit Feuersteinfeldern – Erweiterung“ genannten Schutzziele entsprechen. Hier wird als wichtigstes Pflege- und Entwicklungsziel die „durchgängige und eindeutige Kennzeichnung und Abgrenzung des Naturschutzgebietes im Gelände und Regulierung des Strandurlauberverkehrs“ genannt (GS Meckl. – Vorp. GL. Nr. 791-1-37). Allerdings ist die Zeit für eine Erholung der Flächen bislang noch nicht ausreichend, um endgültige Aussagen über Erfolg oder Misserfolg zu treffen. Zudem werden die Absperrungen und Hinweisschilder stark beschädigt oder zerstört und es konnte auch mehrmals wildes Zelten im NSG beobachtet werden. Befragungen von „Wilden Campern“ in einem NSG am Strand von Usedom ergaben, dass sie auch nach neun Tagen Zeltens auf der Düne weder kontrolliert noch zum Verlassen aufgefordert worden waren.

Das deutlich unterschiedliche Bild, das die Trittschäden innerhalb der Badeorte und entfernter gelegenen Badestränden (mit PKW-Parkplätzen) ergeben, lässt folgende Schlussfolgerungen zu:

- aufgrund der hohen Dichte von Strandzugängen in den Badeorten sind wilde Trampelpfade an den Strand nicht notwendig;
- zahlreiche und gut unterhaltende Toiletten machen den Gang in die zudem gut einsehbaren Dünen überflüssig;
- die soziale und institutionalisierte Kontrolle (auch durch Rettungsschwimmer) innerhalb der Seebäder verhindert Trittschäden auf den Sekundär- und Tertiärdünen;
- die gut gepflegten Zäune oder Hecken (möglichst mit indigenem Pflanzgut) innerhalb der Badeorte sind deutlich effektiver als die oftmals zerstörten oder verfallenen Zäune abseits der Seebäder;
- die Nutzung von Plastikwaben (oder noch besser: Holzbohlen) zur Befestigung der Dünenzugänge kann ein Ausweichen der Besucher auf die (noch) vegetationsbedeckten Dünen neben dem Weg effektiv verhindern, das Spaziergehen (strandparallel) jedoch nicht;
- die Verwendung von Heu oder anderem Mähgut zur Befestigung der Wege muss abgelehnt werden, da dadurch zahlreiche Samen von für die Dünen untypischen Pflanzen auf die Dünen gelangen und mit dem erhöhten Nährstoffangebot durch das Mähgut sich eventuell zusätzlich andere, meist nährstoffliebende Arten ansiedeln können (PETERS & POTT 1999: 135);
- das intensive Strandmanagement verhindert jegliche Spülsaumvegetation;
- die direkt an den strandseitigen Hangfuß der Weißdüne (Hauptdüne) angrenzenden Zäune verhindern nicht die Zerstörung möglicher, im oberen Strandbereich stattfindender Primärdünenbildungen, so dass daraus geschlossen werden kann, dass die bestehenden oder neu zu setzenden Zäune weiter seewärts stehen sollten.

Hieraus lässt sich ableiten, dass eine weitere Aufklärung der Besucher wünschenswert ist, dies aber durch eine ständige Instandhaltung und regelmäßige Überprüfung des Urlauberverhaltens in der Saison ergänzt werden müsste.

## **5 Zusammenfassung und Ausblick**

Die Untersuchungen zeigen sehr deutlich die Unterschiede zwischen den verschiedenen Standorten auf. Die Nutzung von Biodiversitätsindizes ist mit einigen interpretatorischen Schwierigkeiten verbunden, unterstützt aber die Ergebnisse, die auch teilweise „mit bloßem Auge“ bzw. über die Abschätzung der Deckung gut bemessen werden können. Die Schäden auf den Dünen finden sich vor allem im direkten Umfeld der offiziellen Strandübergänge und insbesondere dort, wo niedrige, zerfallene oder zerstörte Zäune das Ausweichen der Besucher vom losen Sand der Übergänge auf die vegetationsbedeckte Düne erleichtern (insbesondere auch mit Fahrrädern). Eine Befestigung der Übergänge mit Plastikwaben (oder Holzbohlen) stellt eine sinnvolle Maßnahme dar, um das Betreten der Dünen zu vermeiden,

allerdings ist zusätzlich die ständige Wartung und Pflege der Zäune und der Beschilderung von hoher Wichtigkeit. Trittschäden durch Besucher sind an den durch Parkplätze erschlossenen Badestränden deutlich höher als an abgelegenen Badestränden sowie in den Badeorten. Andererseits sind aufgrund der besonders hohen Strandzugangsdichte die effektiv zerstörten Dünenbereiche in den Badeorten und in den stark frequentierten Badestränden (mit PKW-Parkplätzen) vermutlich ähnlich hoch. Das Potenzial für nahezu ungestörte Dünen ist in den Seebädern zwar aufgrund der höheren sozialen und institutionalisierten Kontrolle deutlich höher, jedoch sind hier durch gärtnerische Tätigkeiten starke Veränderungen des natürlichen Dünenbewuchses zu beobachten. Diese und ähnliche Störungen, welche auf einen verstärkten Nährstoffeintrag (Toilettengebüsch) oder Anpflanzungen in die Dünen (Hochwasserschutz, „Dünenverschönerung“) zurückzuführen sind, sollen bei weiteren Arbeiten im Zuge des Promotionsvorhabens stärker berücksichtigt werden. Einen weiteren Problemkreis stellt die Bewertung bzw. die Dokumentation der Trittschäden an Primär- und Sekundärdünen (Vor- und Weißdünen) dar. Insbesondere geht es dabei um die Bewertung des Fehlens oder Vorhandenseins dieser Dünenformen und um die Frage, ob natürliche Prozesse dominierend sind oder der intensive Fremdenverkehr die Neubildung von Dünen verhindert.

#### Literatur

- BARKMAN, J. J.; DOING, H.; & SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur Quantitativen Vegetationsanalyse. - *Acta Botanica Neerlandica* 13: 394-419; Amsterdam.
- DIERSEN, K. & KIEHL, K. (2000): Theoretische Grundlagen von Diversität sowie ihre Bedeutung für die Arterhaltung. - [In:] KLINGENSTEIN, F. & WINGENDER, R. (Hrsg.): Erfassung und Schutz der genetischen Vielfalt von Wildpflanzenpopulationen in Deutschland. - Schriftenreihe für Vegetationskunde, 32: 7-21; Bonn – Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz).
- GRUNEWALD, R. (2002): Biodiversität und Tourismus: Veränderungen der Pflanzenvielfalt der Dünen durch die Erholungsnutzung. - *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 11: 65-78; Rostock.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. - *Dissertationes Botanicae*, 65: 268; Vaduz.
- ISERMANN, M. (1993): Zur Kenntnis der Vegetation und Morphologie unterschiedlich stark genutzter Dünen auf dem Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. - *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern*, 30: 58-63; Greifswald.
- ISERMANN, M. & KRISCH, H. (1995): Dunes in contradiction with different interests. An example: The camping-ground Prerow (Darß/Baltic Sea). - *Coastal Management and Habitat Conservation*, 1: 439-449; Leiden (EUCC).
- JESCHKE, L. (1985): Vegetationsveränderungen in den Küstenlandschaften durch Massentourismus und Nutzungsintensivierung. - *Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung*, 25: 223-236; Halle.
- KLIEWE, H. (1979): Zur Wechselwirkung von Natur und Mensch in küstennahen Dünenystemen. - *Potsdamer Forschungen, Reihe B*, 15: 107-119; Potsdam.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): *Limnoökologie*. - 440 S.; Stuttgart, New York.
- MAGURRAN, A. E. (1988): *Ecological Diversity and its Measurement*. - 179 S.; Princeton (Princeton University Press).
- PETERS, M. & POTT, R. (1999): *Natur und Tourismus auf Norderney*. Landschaftsverband Westfalen-Lippe. - *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, 61: 174; Münster.
- PIOTROWSKA, H. (1989): Natural and anthropogenic changes in sand-dunes and their vegetation on the southern Baltic Coast. - *Perspectives in Coastal Dune Management*: 33-40.
- SMITH, B. & BASTOW WILSON, J. (1996): A consumer's guide to evenness indices. - *OIKOS*, 76: 70-82; Copenhagen.
- STÖCKER, G. & BERGMANN, A. (1977): Ein Modell zur Dominanzstruktur und seine Anwendung. 1. Modellbildung, Modellrealisierung, Dominanzklassen. - *Archiv Naturschutz Landschaftsforschung*, 17: 1-26.

**Autor:**

Dipl. Ing. (Landschaftsplanung) Ralf Grunewald  
FB Biowissenschaften  
Universität Rostock  
Albert-Einstein-Straße 3  
18051 Rostock

E-mail: [ralf.grunewald@biologie.uni-rostock.de](mailto:ralf.grunewald@biologie.uni-rostock.de)

Manuskripteingang: 16.06.2003; angenommen: 13.08.2003



Melanie MEWES

## Nährstoffausträge in die Ostsee aus diffusen Quellen Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins

Nutrient emissions from diffuse sources of Mecklenburg-West Pomerania and Schleswig-Holstein to the Baltic Sea

### Abstract

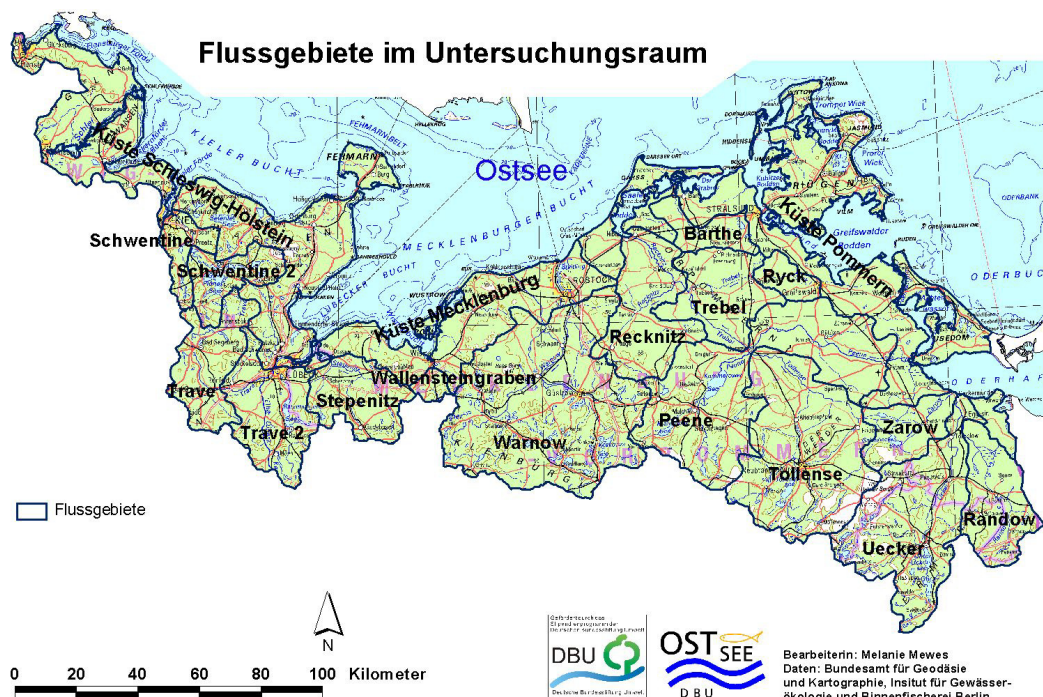
In order to reduce the eutrophication of the Baltic Sea the main research topic is the estimation of nutrient emissions (nitrogen and phosphorus) from diffuse sources of the catchment area of Mecklenburg-West Pomerania and Schleswig-Holstein calculated for 19 river catchments by means of the model MONERIS. This model considers the following pathways of diffuse sources: load by groundwater, load by drainage systems, erosion, surface runoff, atmospheric deposition and load from urban areas. The emission of diffuse sources contributes to the total emission to 90 % for nitrogen and to 66 % for phosphorus, respectively. The dominant pathways of nitrogen emission are the emission of drainage (51 %) and groundwater (39 %). For phosphorus the emission by erosion (38 %) and groundwater (28 %) are the main sources. The main emission sources for nitrogen and phosphorus for the 19 catchments are presented as an example for the different pathways.

**Keywords:** nitrogen, phosphorus, nutrient emission, diffuse sources, land use, Mecklenburg-West Pomerania, Schleswig-Holstein, Baltic Sea

## 1 Einleitung

Die Ostsee ist durch hohe Nährstoffeinträge von Stickstoff und Phosphor eutrophiert, was u. a. zu Massenvermehrungen von Algen und damit zu einer Störung des Sauerstoffhaushaltes führt (vgl. LOZÁN et al. 1996). Eine Reduzierung der Einträge ist heute vor allem im Bereich der Landnutzung notwendig, deren Bedeutung durch das Verbot von Phosphor im Waschmittel und den Ausbau von Kläranlagen für Stoffeinträge zugenommen hat (BACHOR 1996). Mögliche Strategien für eine Reduzierung der Einträge von Stickstoff und Phosphor aus diffusen Quellen der Landnutzung stellen eine Umstellung der Landnutzung, Änderungen in der Bodenbearbeitung, der Düngung, Verbote oder eine Mischung aus diesen Maßnahmen dar. Ziel des Forschungsvorhabens insgesamt ist es, eine volkswirtschaftliche Optimierung des Ostseeschutzes hinsichtlich der Landnutzung (Änderung, Umstellung) vorzunehmen (vgl. MEWES 2002).

Um zu ermitteln, welche Änderungen der land- und forstwirtschaftlichen Flächennutzung im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet der Länder Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein erforderlich sind, müssen in einer ersten Stufe die Stoffeinträge und ihre Eintragspfade bekannt sein. In dieser Arbeit werden Ergebnisse zum Status-quo der Stoffeinträge im Untersuchungsgebiet, aufgeteilt in 19 Flussgebiete, vorgestellt (vgl. Karte 1). Es erfolgt zunächst ein kurzer Überblick über die betrachteten Nährstoffe und das Bilanzierungsmodell MONERIS des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin (BEHRENDT et al. 1999b). Erste Ergebnisse und ein Ausblick auf die weiteren Bearbeitungsschritte schließen sich an. Für die Kartendarstellung der Stoffeinträge im Untersuchungsgebiet wird das Geographische Geoinformationssystem ArcView verwendet.



**Karte 1** Flussgebiete im Untersuchungsraum

## 2 Stickstoff und Phosphor

Aufgrund ihrer unterschiedlichen stofflichen Eigenschaften haben Stickstoff und Phosphor verschiedene Haupteintragspfade in die Ostsee. Im Folgenden werden für die beiden Nährstoffe Stickstoff und Phosphor die unterschiedlichen Prozesse im Boden und im Wasser und die jeweiligen Haupteintragswege kurz dargestellt.

## 2.1 Stickstoff

In atmosphärischer Luft sind  $\approx 78$  Vol.-% Stickstoff, in der Bodenluft 75 % und weniger enthalten (AMBERGER 1996). Der Gesamtstickstoffvorrat des Bodens schwankt zwischen 0,02 und 0,4 % und ist abhängig von Standort und Vegetation (SCHILLING 2000, AMBERGER 1996). Mehr als 90 % des gesamten Stickstoffs liegen in organisch gebundener Form vor, der nicht mobil und nicht auswaschbar ist (SCHEFFER et al. 1984). Nur ein sehr kleiner Teil (rund 5-10 %) liegt in anorganischer ("mineralischer") Form vor: als Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) (vgl. SCHEFFER et al. 1984). „ $\text{NO}_2^-$  tritt normalerweise nur in Spuren auf,  $\text{NH}_4^+$  wird sorbiert und ist somit austauschbar. Das  $\text{NO}_3^-$ -Ion ist im Boden sehr beweglich und damit in hohem Maße auswaschungsgefährdet“ (AMBERGER 1996 S. 156, vgl. DVWK 1991).

Die Stickstoffverbindungen unterliegen im Boden den chemischen Prozessen der Mineralisierung und Immobilisierung, Nitrifikation und Denitrifikation. Organisch gebundener Stickstoff wird durch die Mineralisierung (Ammonifikation und Nitrifikation) zu mineralischem Stickstoff (Ammonium und Nitrat) und damit pflanzenverfügbar (vgl. SCHEFFER 1994), bei der Denitrifikation wird Nitrat unter anoxischen Bedingungen von denitrifizierenden Bakterien zu elementarem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) und in geringen Mengen zu Distickstoffmonoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ) reduziert.

Die Haupteintragspfade für Stickstoff sind Auswaschung von Nitrat in Grundwasser und Dränagen. Vor allem bei im Lockergesteinsbereich liegenden Einzugsgebieten spielt nach MÜLLER & SIMON (2001) die Stickstoffauswaschung mit dem **Grundwasser** oft eine entscheidende Rolle. Solange der Bodenstickstoff in organischer Form vorliegt oder als Ammonium am Sorptionskomplex gebunden ist, tritt kaum eine Auswaschung auf. Stickstoffverbindungen werden dem Grundwasser somit durch den im Boden erfolgenden Abbau organischer Substanzen und durch die Oxidation anorganisch gebundenen Stickstoffs zugeführt (LUNG 2001).

Bei der Stickstoffauswaschung wird Stickstoff aus dem durchwurzelten Bodenbereich in tiefere Bodenschichten verlagert, was stark von der Höhe, der Verteilung und der Häufigkeit der Niederschläge beeinflusst wird (HABER & SALZWEDEL 1992). Die Höhe der Stoffbelastung im Grundwasser hängt somit von dem Verlagerungsrisiko des jeweiligen Standortes (Boden, Klima), von dem Stoff abhängigen Befruchtungsrisiko (Löslichkeit, Sorptions- sowie Transportverhalten, Abbaubarkeit) und von dem Bewirtschaftungsrisiko (Nutzungsform und -intensität) ab (KILIAN 2000).

Wichtig ist die Berücksichtigung der Denitrifikation und der Verluste durch einen verlängerten Bodenaufenthalt, z. B. spiegeln die zur Zeit geförderten Grundwässer in vielen Gebieten nicht die Situation des aktuellen Nitrat-Eintrags, sondern die Belastungssituation länger zurückliegender Perioden wider (vgl. GÄTH & WOHLRAB 1992, BACH 1990).

Durch **Dränagen** wird der Abfluss des Wassers beschleunigt sowie die Aufenthaltszeit des Wassers und damit auch der mögliche Abbau von Nitrat im Boden verringert. Die Folge ist ein Anstieg der Nitrat-Konzentrationen in den Flüssen insbesondere bei hohen Abflüssen, während nach BEHRENDT et al. (1999a) und BEHRENDT (1996) die Konzentrationen bei geringen Abflüssen, d. h. bei Dominanz des Basisabflusses, gar nicht oder nur gering ansteigen.

## 2.2 Phosphor

Der Gesamtgehalt von Phosphor in ungedüngten Böden liegt etwa zwischen 0,02 und 0,08 %. Im Gegensatz zum reaktionsträgen Stickstoff,  $N_2$ , weist Phosphor eine große Reaktionsfähigkeit auf und tritt nie elementar auf (AMBERGER 1996). Organische P-Verbindungen sind zu ca. 50 % die sehr stabilen Salze der Phytinsäure, ferner alle im pflanzlichen oder tierischen Stoffwechsel vorkommenden P-Verbindungen (AMBERGER 1996). Bei den anorganischen Phosphaten werden die von der Ortho-Phosphorsäure ( $H_3PO_4$ ) abgeleiteten Salze als Phosphate im engeren Sinne verstanden (BAHADIR et al. 2000). An der Oberfläche von anorganischen Stoffen (Ton, Metalloxide) sind Phosphationen an positiv geladenen Metalloxiden sehr stark gebunden (spezifische Anionensorption) und daher schwerer pflanzenverfügbar. In schwach sauren bis alkalischen Böden sind es vornehmlich Calciumphosphate, mit sinkendem pH-Wert zunehmend an Al- und Fe-Oxiden sorbierte Phosphate als die für die Pflanzenernährung wohl wichtigsten P-Formen (AMBERGER 1996). Die P-Konzentration der Bodenlösung ist mit 0,05 bis 3 mg P/l (SCHILLING 2000), meist  $<0,2$  mg/l (AMBERGER 1996), sehr gering, da die in der Natur vorkommenden anorganischen Phosphorverbindungen (Orthophosphate) überwiegend nur eine leichte Wasserlöslichkeit aufweisen. Dies erklärt die relativ geringe natürlich geogene Phosphorbelastung der Gewässer. Vom gesamten Phosphor ist in der Regel nur ein kleiner Teil kurzfristig für Pflanzen verfügbar; auch bei Phosphatdüngern sinkt die Verfügbarkeit des Phosphors im Laufe der Zeit, da Phosphor im Boden langsam in festere Bindungsformen überführt wird (Phosphatfixierung) (BAHADIR et al. 2000).

Haupteintragspfad für Phosphor ist die **Bodenerosion** (vgl. u.a. BEHRENDT 1996, FREDE & DABBERT 1999). Erosion bedeutet den Abtrag von Bodenmaterial entlang der Oberfläche durch fließendes Wasser und Wind. Von der Winderosion sind besonders leichte Partikel mit geringer Dichte betroffen, so dass z. B. entwässerte Niedermoor- oder Anmoorböden aus tonarmem Material besonders erosionsgefährdet sind (BAHADIR et al. 2000). Die Regenerosion wird hauptsächlich durch oberflächlich abfließendes Niederschlagswasser bewirkt. Folgende Faktoren beeinflussen nach FRIELINGHAUS (2002) die Wassererosion: die pro Zeiteinheit fallende Regenmenge, der Feuchtezustand der Bodenoberfläche, die Hangneigung und die Hanglänge, Bodenbedeckung sowie Verdichtungszone im Unterboden, z.B. Pflugsohlen.

Eine P-**Auswaschung** ist aufgrund der geringen Löslichkeit der meisten P-Verbindungen sowie der P-Sorption außerordentlich gering. In flachen, nicht erosionsgefährdeten Gebieten kann die vertikale P-Verlagerung Bedeutung erlangen, wenn durch langjährige intensive P-Zufuhr die Krume stark mit Phosphat angereichert ist und zugleich ein hoher Grundwasserstand oder eine flache Dränung besteht (WERNER 1999, WERNER & PHIL 1998). Auch unter reduzierenden Bedingungen kann Phosphat ausgewaschen werden, da dann die zur Sorption befähigten Eisen(III)-oxide reduziert sind (BAHADIR et al. 2000). Untersuchungsergebnisse zur vertikalen Verteilung von DL-löslichem P (pflanzenverfügbar) in Ackerböden bestätigen nach KERSCHBERGER (1999) eine bereits früher in Ostdeutschland festgestellte vertikale Bewegung von Dünger-P im

Boden. Die wesentliche Ursache für die P-Verlagerung sei die alljährlich zu beobachtende starke Schrumpfrissbildung dieser Böden.

### **3 Quantifizierung diffuser Stoffeinträge**

Für die Quantifizierung diffuser Stoffeinträge sind in der Wissenschaft verschiedenste Modelle und Methoden entwickelt worden oder befinden sich in der Entwicklung. Einen Überblick über einige Verfahren und Studien zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer gibt SCHEER (1999), wobei zwischen Immissions- und Emissionsbetrachtungen unterschieden wird. Zu beachten ist bei dem Vergleich von Methoden und Modellen, dass es in der Literatur keine einheitliche Definition für den Begriff „diffuse Quellen“ gibt und somit unterschiedliche Ansätze zu Grunde gelegt werden (z. B. in Bezug auf den Eintrag über Regenwasser, vgl. DVWK 1998, BACH 1996).

Modelle dienen dazu, den Nährstoffeintrag in Gewässer innerhalb eines Einzugsgebietes zu quantifizieren und zu bilanzieren. Auswirkungen bestimmter Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Gewässer lassen sich so simulieren (vgl. MÜLLER & SIMON 2001). Für die Quantifizierung der Nährstoffeinträge werden in dieser Arbeit die Ergebnisse des Bilanzierungsmodells MONERIS zugrunde gelegt (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin), die für das gesamte Untersuchungsgebiet (Ostsee-einzugsgebiet der Länder Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein) aufgeteilt in 19 Flusseinzugsgebiete vom IGB zur Verfügung gestellt wurden (vgl. Karte 1). Daneben fließen v. a. Ergebnisse der Studien von THIELE & MEHL (1995), Nährstoffquantifizierung Warnow-Einzugsgebiet, und BEHRENDT (1996), Nährstoffquantifizierung gesamt Mecklenburg-Vorpommern, mit ein.

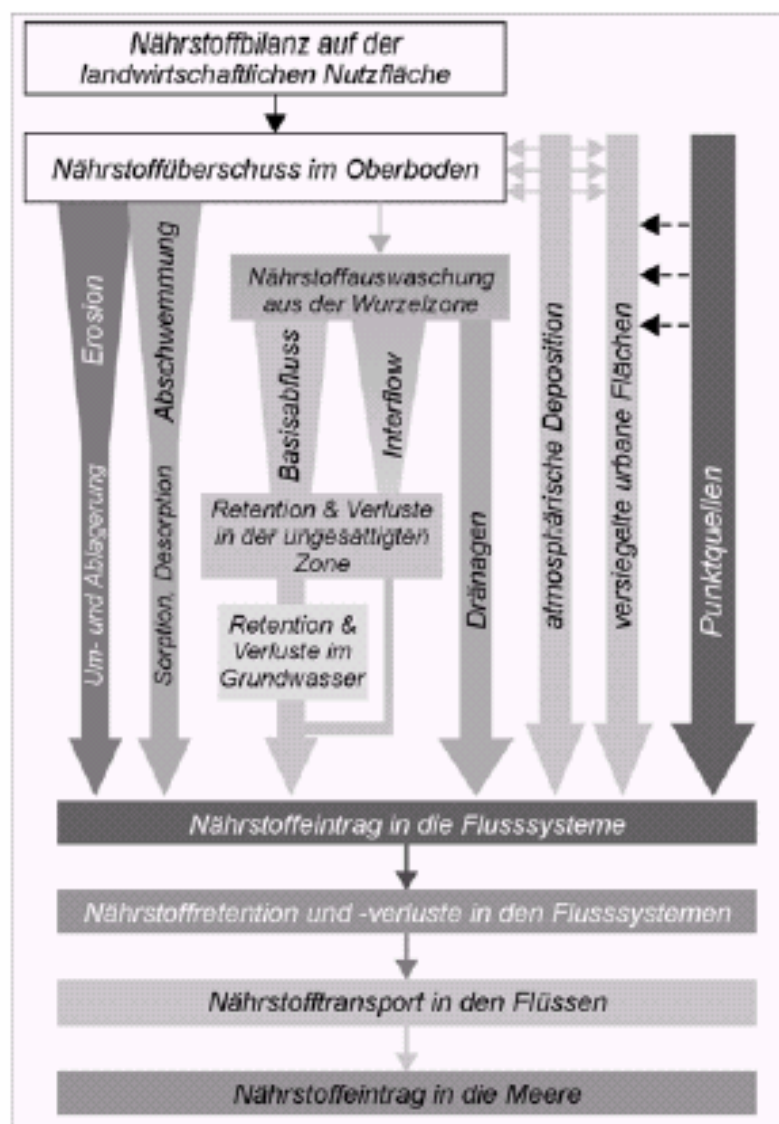
#### **3.1 Vergleich Emissions- und Immissionsbetrachtung**

Unter Emission wird der Nährstoffaustrag aus der Fläche in die Flusssysteme verstanden, der so als Ausgangspunkt der Betrachtungen dient. Aus den ermittelten Gesamtemissionen wird unter Einbeziehung gewässerinterner Rückhalte und Verluste die Nährstofffracht (Immission) am Auslass der Einzugsgebiete berechnet (BEHRENDT et al. 1999b).

Unter Immissionen werden somit die in einzelnen Gewässereinzugsgebieten an einem bestimmten Pegel beobachteten Stofffrachten verstanden. Im Gegensatz zu der Emissionsbetrachtung stellen die Immissionen kein Potenzial, sondern die tatsächlich in einem bestimmten Zeitabschnitt realisierten, summarischen Stoffeinträge eines Einzugsgebietes dar. Darüber hinaus geben sie einen Einblick in weitere Prozesse der Stoffumsetzung bzw. der Stoffeliminierung innerhalb der Gewässer des Einzugsgebietes (BEHRENDT 1994). Das Modell MONERIS berechnet Nährstoffemissionen.

### 3.2 Kurzvorstellung MONERIS

Als Datengrundlage für die Nährstoffeinträge der verschiedenen punktuellen und diffusen Eintragspfade in die Flussgebiete werden Ergebnisse des konzeptionellen Modells **MONERIS** (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **R**iver **S**ystems) verwendet, das innerhalb des FuE-Vorhabens "Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands" zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Flussgebieten mit einer Größe von mehr als 500 km<sup>2</sup> entwickelt wurde (BEHRENDT et al. 1999b, UMWELTBUNDESAMT 2002). „Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluss- und Gütedaten der zu untersuchenden Flussgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS), in das sowohl digitale Karten als auch umfangreiche statistische Informationen integriert wurden.“ (BEHRENDT et al. 1999b). Betrachtet werden in Gewässer eingetragene Jahresfrachten.



**Abb. 1** Eintragspfade und Prozesse im Modellsystem MONERIS (aus: BEHRENDT et al. 1999b)

MONERIS quantifiziert die folgenden sieben Eintragspfade (vgl. Abb. 1): (1) Punktquellen, (2) versiegelte urbane Flächen, (3) atmosphärische Deposition, (4) Erosion, (5) Abschwemmung, (6) Dränagen (7) Grundwasser.

Nach BEHRENDT et al. (1999b) zeigt ein Vergleich der Ergebnisse der mit MONERIS ermittelten Nährstoffausträge mit denen anderer Autoren bzw. mit der Immissionsmethode insgesamt eine gute Übereinstimmung. Die Genauigkeit bzw. die Fehlerquellen der ermittelten Eintragszahlen weisen eine Schwankungsbreite zu  $\pm 30\%$  auf. Auf der Grundlage von MONERIS durchgeführte Analysen von Stoffausträgen und deren Veränderung zeigen auch für kleinere Flussgebiete bis in einen Bereich von 50-100 km<sup>2</sup> gute Ergebnisse. Notwendig ist nach BEHRENDT et al. (2001) jedoch ein Vergleich mit zeitlich und räumlich höher aufgelösten Modellen.

## **4 Ergebnisse**

Als Grundlage für diese Arbeit dienen die MONERIS Ergebnisse zu den Nährstoffausträgen aus den Flächen in 19 Flussgebiete des deutschen Ostsee-einzugsgebietes für 1993-1997. Im Folgenden wird der Austrag aus der Fläche in ein Flussgebiet herein kurz als Eintrag benannt. Vorgestellt wird zuerst der Anteil des diffusen Eintrags am Gesamteintrag. Es folgt ein Überblick über die Anteile der diffusen Eintragspfade. Zum Abschluss wird für Stickstoff der Eintragspfad Drainage, für Phosphor die Erosion an ausgewählten Flussgebieten näher betrachtet.

### **4.1 Anteil diffuser Quellen am Gesamteintrag**

Tabelle 1 gibt einen Überblick sowohl über den diffusen Stoffeintrag als auch den Gesamteintrag in t/a in die Flussgebiete im Zeitraum 1993-1997 im Untersuchungsraum. Für eine umfassende Vorstellung von den Eintragsmengen sind die Gesamteinträge mit aufgeführt. Um eine Vergleichbarkeit der unterschiedlich großen Flusseinzugsgebiete herzustellen, wurden die Angaben t/a zusätzlich in kg/km<sup>2</sup>a umgerechnet und als spezifische Emission in den Karten 2 (Stickstoff) und 3 (Phosphor) dargestellt.

Insgesamt wurden aus dem 23.285 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsraum 37.458,9 t N/a aus punktuellen und diffusen Quellen von den Flächen in die Flussgebiete eingetragen, wovon der Anteil der diffusen Quellen bei Stickstoff 31.787,2 t N/ha ausmacht. Dies entspricht knapp 85 % des Gesamteintrags und 1.365,1 kg N/km<sup>2</sup>·a.

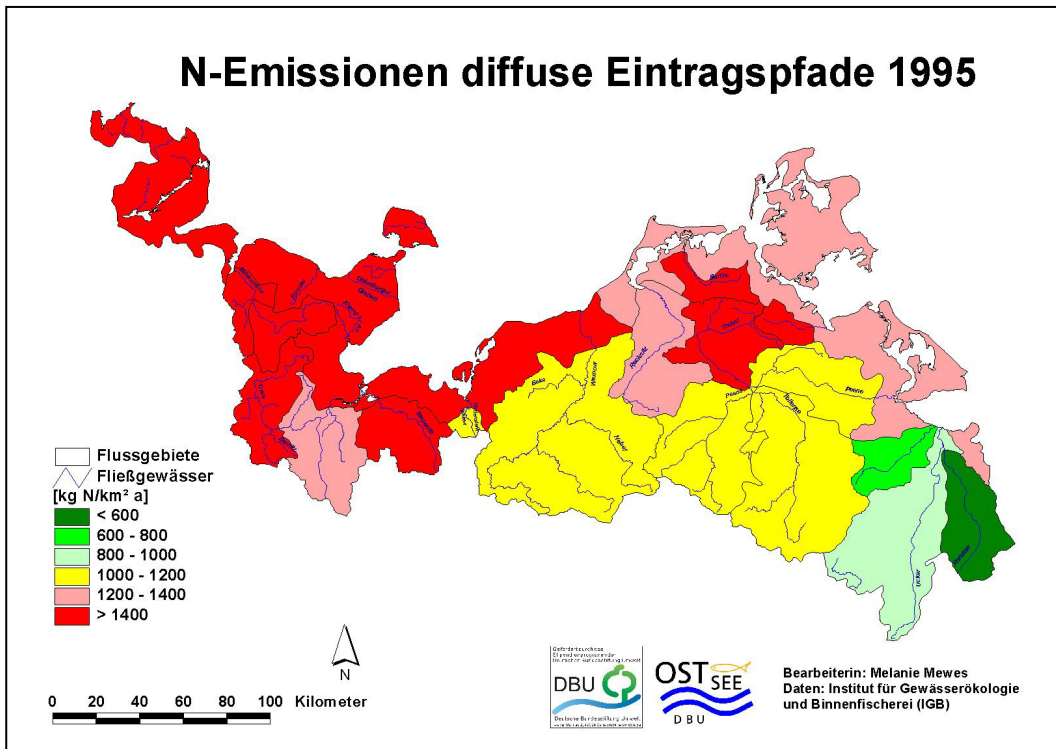
Betrachtet man die absoluten Werte, sind es vor allem die Küsten Schleswig-Holsteins, Mecklenburgs und Vorpommerns, die Warnow und die Peene, in die die größten Austräge stattfinden. Zusammen verursachen sie knapp 57 % des gesamten diffusen Eintrages (18.091 t N/a). Der höchste spezifische Austrag findet sich in den Küstenregionen und Schleswig-Holstein (vgl. Tabelle 1).

**Tabelle 1** Überblick über den Stoffeintrag in die Flussgebiete im Zeitraum 1993-1997 im Untersuchungsraum

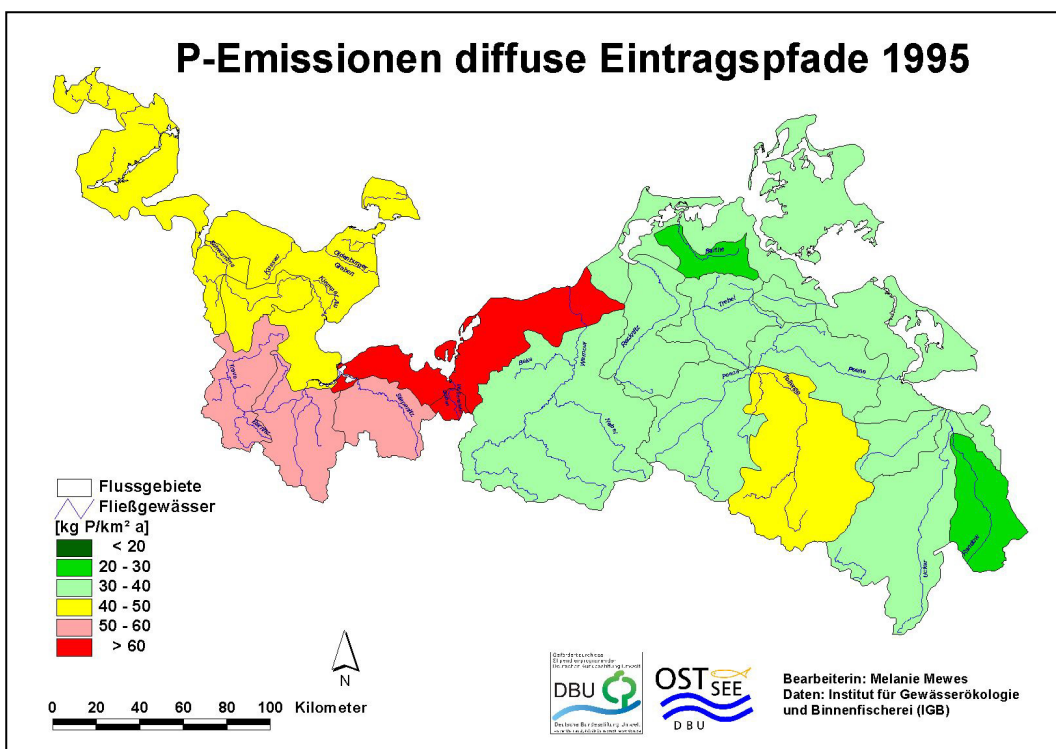
Flussgebiet	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Stickstoff			Phosphor		
		Diffuser Eintrag [tN/a]	Anteil [%]	Gesamteintrag [tN/a]	Diffuser Eintrag [tP/a]	Anteil [%]	Gesamteintrag [tP/a]
Küste Vorpommern	3236,1	4094,5	88,8	4609,4	105,5	74,2	142,2
Küste Schleswig-Holstein	3023,8	5002,3	66,7	7499,5	140,5	64,9	216,4
Warnow	2960,4	3524,9	95,1	3707,7	116,3	86,5	134,4
Peene	2249,7	2523,7	88,7	2844,1	73,2	84,6	86,4
Tollense	1721,3	1989,7	89,1	2232,2	69,7	86,5	80,6
Uecker	1674,5	1506,4	91,5	1646,0	50,3	78,6	63,9
Küste Mecklenburg	1442,7	2946,1	71,7	4110,9	89,7	64,9	138,2
Recknitz	993,5	1206,3	97,7	1234,7	34,4	91,8	37,4
Trave 2	890,0	1188,4	92,6	1283,1	45,8	89,6	51,1
Zarow	790,8	606,3	97,4	622,4	24,5	92,0	26,7
Trebel	779,6	1382,8	95,8	1443,9	27,6	89,0	31,0
Randow	763,9	350,9	95,9	365,8	18,6	91,7	20,2
Trave	731,3	1144,9	88,7	1290,6	42,3	87,1	48,5
Stepenitz	658,3	1967,9	97,9	2009,4	38,1	91,9	41,5
Schwentine 2	453,6	636,7	80,1	794,6	18,2	78,2	23,3
Barthe	322,5	565,3	98,9	571,7	9,1	88,8	10,2
Schwentine	292,3	459,1	92,3	497,4	12,9	94,5	13,6
Ryck	208,0	336,7	100,0	336,7	6,3	99,8	6,3
Wallensteingraben	92,8	354,4	98,8	358,8	6,5	98,6	6,6
<b>Gesamt</b>	<b>23285,1</b>	<b>31787,2</b>	<b>84,9</b>	<b>37458,9</b>	<b>929,3</b>	<b>78,8</b>	<b>1178,6</b>

Die Region im Südosten mit den Flussgebieten Uecker, Randow und Zarow weist dagegen nur geringe spezifische Einträge auf (vgl. Karte 2). Insgesamt treten Werte von 459,3 kg N/km<sup>2</sup>·a für das Flussgebiet Randow bis 3.819,3 kg N/km<sup>2</sup>·a für den Wallensteingraben auf. Legt man die absoluten Werte zugrunde, zeigt das Flussgebiet Randow mit 350,9 t N/a den niedrigsten Wert, gefolgt von dem Flussgebiet Wallensteingraben mit 354,4 t N/a. Den Maximalwert stellt mit Abstand die Küste Schleswig-Holsteins mit 5.002,3 t N/a. Diese Zahlen verdeutlichen, wie sich die absoluten Werte von den spezifischen unterscheiden können.

Für Phosphor lag der Gesamtaustrag aus punktuellen und diffusen Quellen in die Flussgebiete des Ostseebeeinzugsgebietes bei 1178,4 t P/a, mit einem Anteil von 929,3 t P/a (knapp 79 % des Gesamtaustrags) aus diffusen Quellen. Dem absoluten durch diffuse Quellen ausgetragenen Wert entspricht ein spezifischer Wert von 39,9 kg P/km<sup>2</sup>·a, mit Werten von 24,3 kg P/km<sup>2</sup>·a für das Flussgebiet Randow bis 69,7 kg N/km<sup>2</sup>·a für den Wallensteingraben (vgl. Karte 3). Maximal- und Minimalwerte werden damit von den gleichen Flussgebieten wie bei Stickstoff gebildet. Bezogen auf die absoluten Zahlen liegt das Flussgebiet Ryck mit 6,3 t P/a am niedrigsten, die Küste Schleswig-Holstein mit 140,5 t P/a am höchsten. Auch bei Phosphor weist die Küstenregion Mecklenburg einen sehr hohen spezifischen Austrag auf, gefolgt von den Gebieten in Schleswig-Holstein und der Tollense.



**Karte 2** Spezifische N-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1995



**Karte 3** Spezifische P-Emissionen über diffuse Eintragspfade 1995

#### 4.1 Anteile der Eintragspfade am diffusen Gesamteintrag

Abbildung 2 zeigt die Verteilung der diffusen Eintragspfade. Für Stickstoff stellen das Grundwasser (39 %) und Dränagen (51 %) die Haupteintragspfade dar, die zusammen 90 % der diffusen Einträge ausmachen. Die weiteren Pfade sind für Stickstoff nur von marginaler Bedeutung.

Für Phosphor spielt neben dem Haupteintragspfad Erosion (38 %) der Eintrag über das Grundwasser eine entscheidende Rolle (28 %). Die beiden Pfade ergeben zusammen 66 % der diffusen Einträge.

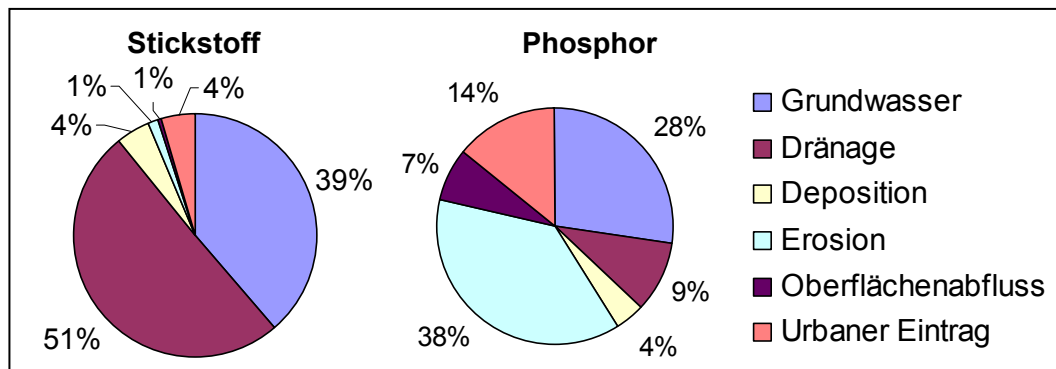


Abb 2 Anteile der Eintragspfade am diffusen Gesamteintrag [%]

#### 4.3 Stickstoffeintrag über Dränage

Der Eintragspfad Dränage wird exemplarisch näher betrachtet, da er den größten Anteil am Stickstoffaustrag aufweist. Tabelle 2 gibt einen Überblick über den Eintragspfad Dränage für Stickstoff in die Flussgebiete.

Bei den in Schleswig-Holstein liegenden Flussgebieten nimmt der Eintrag über Dränagen einen viel geringeren Anteil an dem diffusen Eintrag an, als bei den übrigen Flussgebieten. Dabei liegt die Küste Schleswig-Holstein mit einem Anteil von 37 % gegenüber den restlichen vier Flussgebieten (Schwentine, Schwentine 2 und Trave, Trave 2) mit maximal 15 % schon hoch. Während die absoluten Eintragswerte für die Trave und Trave 2 mit 1.145 bzw. 1.188 t N/a nahezu gleich sind, liegen die für die Schwentine und Schwentine 2 mit 459 bzw. 637 t N/a niedriger. Umgerechnet auf die Flächengröße verschwindet dieser Unterschied nahezu, die Werte liegen von 1.335 kg N/km<sup>2</sup>-a (Trave 2) bis 1.571 kg N/km<sup>2</sup> a (Schwentine).

Der Dränageeintrag dominiert bei den Flussgebieten Randow, Zarow, Recknitz, Uecker, Tollense und Peene. Diese Flussgebiete sind benachbart und umfassen den Südosten Mecklenburg-Vorpommerns. Der Eintrag über Dränagen beträgt zwischen 63,2 bis 70,5 % des diffusen Gesamteintrags. Mit zunehmender Gebietsgröße (von 763,9 km<sup>2</sup> der Randow bis 2.249,7 km<sup>2</sup> der Peene) nehmen auch die absoluten diffusen Einträge zu (von 350,9 bis 2.523,7 t N/a) (vgl. Tabelle 2).

**Tabelle 2** Überblick über den N-Dränageeintrag im Untersuchungsgebiet 1995

Flussgebiet	Dränage		Anteil an gesamt diffus [%]
	[tN/a]	[kgN/km <sup>2</sup> a]	
Schwentine	35,9	122,8	7,8
Schwentine 2	54,7	120,7	8,6
Wallensteingraben	158,6	1709,4	44,8
Trave 2	168,8	189,7	14,2
Trave	173,1	236,7	15,1
Ryck	199,6	959,7	59,3
Randow	237,6	311,0	67,7
Barthe	336,6	1043,9	59,6
Zarow	384,9	486,7	63,5
Recknitz	768,8	773,8	63,7
Trebel	810,3	1039,4	58,6
Uecker	1011,0	603,8	67,1
Stepenitz	1225,0	1860,8	62,2
Tollense	1257,4	730,5	63,2
Küste Mecklenburg	1687,4	1169,6	57,3
Peene	1780,1	791,3	70,5
Küste Schleswig-Holstein	1859,5	615,0	37,2
Warnow	1949,3	658,5	55,3
Küste Vorpommern	1949,9	602,6	47,6
Gesamt	16048,7	689,2	50,5

Dabei weist die Randow mit 459,3 kg N/km<sup>2</sup>·a den niedrigsten diffusen Eintrag pro Fläche aller 19 Flussgebiete auf, gefolgt von der Zarow mit 766,6 kg N/km<sup>2</sup>·a und der Uecker mit 899,6 kg N/km<sup>2</sup>·a. Recknitz, Tollense und Peene liegen mit 1121,8 - 1.214,2 kg N/km<sup>2</sup> ·a zwar höher, aber im Vergleich zu den übrigen Flussgebieten immer noch niedrig.

#### 4.4 Phosphoreintrag über Erosion

Der Eintragungspfad Erosion wird exemplarisch näher betrachtet, da er den größten Anteil des Phosphoraustrages ausmacht. Tabelle 3 gibt einen Überblick über den Eintragungspfad Erosion für Phosphor in die Flussgebiete. Für die beiden Flussgebiete Barthe und Ryck liegen keine Werte zu der Erosion vor.

Bei dem Eintragungspfad Erosion für Phosphor weisen die Flussgebiete Wallensteingraben, Schwentine, Trebel, Zarow, Küste Vorpommern und die Küste Mecklenburg mit 22,8 bis 32,9 % einen unterdurchschnittlichen Anteil der Erosion am Gesamteintrag auf. Darüber hinaus lassen sich keine weiteren Gemeinsamkeiten für diese Flussgebiete feststellen. Die größten absoluten Austräge finden in die Flussgebiete der Küstenregionen, der Peene, Tollense und Warnow statt, wobei die Küste Schleswig-Holstein mit 62 t P/a eine herausragende Stellung einnimmt. Bei den spezifischen Einträgen liegen die Trebel und die Küste Vorpommern mit 8 kg P/km<sup>2</sup> a am niedrigsten. Die höchsten spezifischen Werte weisen dagegen die

Flussgebiete Trave (23,4 kg P/km<sup>2</sup>·a), Stepenitz (22,3 kg P/km<sup>2</sup> a) und Trave 2 (21,5 kg P/km<sup>2</sup>·a) auf.

**Tabelle 3** Überblick über den P-Erosionseintrag im Untersuchungsgebiet 1995

Flussgebiet	Erosion		Anteil an gesamt diffus [%]
	[tP/a]	[kgP/km <sup>2</sup> ·a]	
Barthe	n.n.	n.n.	
Ryck	n.n.	n.n.	
Wallensteingraben	1,9	20,4	29,3
Schwentine	3,8	13,1	29,7
Trebel	6,3	8,1	22,8
Schwentine 2	7,3	16,2	40,2
Zarow	8,1	10,2	32,9
Randow	8,1	10,6	43,7
Stepenitz	14,7	22,3	38,4
Recknitz	14,8	14,9	43,2
Trave	17,1	23,4	40,5
Trave 2	19,1	21,5	41,8
Uecker	21,9	13,1	43,5
Küste Vorpommern	25,7	7,9	24,4
Peene	28,4	12,6	38,8
Küste Mecklenburg	29,4	20,4	32,8
Tollense	32,1	18,7	46,1
Warnow	48,0	16,2	41,3
Küste Schleswig-Holstein	62,1	20,5	44,2
Gesamt	348,9	15,0	37,5

## 5 Ausblick

Auf der Grundlage dieser Daten werden unter Berücksichtigung bodenkundlicher Daten (Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 1.000.000, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung im Maßstab 1 : 100.000 für das Ostseeinzugsgebiet von Mecklenburg-Vorpommern, des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) die Hauptgründe für die jeweiligen Nährstoffbelastungen herausgearbeitet. Damit werden Nutzungstypen aufgestellt, mit denen im weiteren Verlauf der Arbeit Szenarien zur Änderung und Umstellung der Landnutzung bei einem definierten Reduktionsziel gebildet werden (zur genauen Vorgehensweise vgl. MEWES 2002). Nach Abschluss dieses physischen Teils erfolgt eine volkswirtschaftliche Berechnung der Kosten, die die Umstellung der Landnutzung auf eine ostseeschonende Wirtschaftsweise hervorruft. Aus volkswirtschaftlicher Sicht sind diejenigen Maßnahmen vorzuziehen bzw. ist derjenige Maßnahmenmix anzustreben, der die Erreichung eines vorgegebenen Zieles zu den geringsten Kosten gewährleistet. Die Berechnung volkswirtschaftlicher Kosten ist daher ein wichtiges Entscheidungskriterium für eine effiziente Ostseeschutzstrategie.

## Danksagung

Dr. H. Behrendt danke ich herzlich für die Bereitstellung der MONERIS-Daten.

## Literatur

- AMBERGER, A. (1996): Pflanzenernährung: ökologische und physiologische Grundlagen; Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente. - Stuttgart (Ulmer).
- BACH, M. (1990): Ausmaß und Bilanz der Nitratbelastung durch die Landwirtschaft. – [In:] Rosenkranz, D., Einsele, G. & Harreß, H.-M. (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz: 1-29; Berlin (Erich Schmidt Verlag).
- BACH, M. (1996): Diffuse Stoffeinträge in Fließgewässer in Deutschland. – Vom Wasser, 87: 1-13.
- BACHOR, A. (1996): Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990-1995. – Wasser & Boden, 48: 33-36.
- BAHADIR, M.; PARLAR, H. & SPITELLER, M. (2000): Springer-Umweltlexikon. (2. Aufl.) - Berlin Heidelberg (Springer).
- BEHRENDT, H. (1994): Immissionsanalyse und Vergleich zwischen den Ergebnissen von Emissions- und Immissionsbetrachtung. – [In:] Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR: 171-206; (Verlagsunion Agrar).
- BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. – Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Materialien zur Umwelt in M-V; Schwerin.
- BEHRENDT, H.; GELBRECHT; J., HUBER, P.; LEY, M.; UEBE, R. & FAIT, M. (1999a): Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete. – Landesumweltamt Brandenburg (LUA), Studien und Tagungsberichte; Potsdam.
- BEHRENDT, H.; HUBER, P.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999b): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. – Forschungsbericht, 296: 25 515; Berlin (Umweltbundesamt).
- BEHRENDT, H.; OPITZ, D.; PAGENKOPF W.-G. & SCHMOLL, O. (2001): Studie: Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg – im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg. - Berlin (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei).
- DVWK (1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden. - Schriften, 93. Aufl.; Hamburg, Berlin (Parey).
- DVWK (1998): Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer. Nähr- und Feststoffe. - DVWK Materialien, 5; Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.(DVWK).
- FREDE, H.-G. & DABBERT, S. (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. (2. Aufl.) - Landsberg (ecomед).
- FRIELINGHAUS, M. (2002): Bodenerosion. (2. überarbeitete Auflage) – Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern; Schwerin (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern).
- GÄTH, S. & WOHLRAB, B. (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Arbeitsgruppe Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten. – Oldenburg (Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft).
- HABER, W. & SALZWEDEL, J. (1992): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sachbuch für Ökologie. – Stuttgart (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, J.B. Metzlersche Verlagsbuchhandlung).
- KERSCHBERGER, M. (1999): Vertikale Verteilung von DL-löslichem P in Ackerböden. – [In:] Hohe P-Gehalte im Boden – mögliche Folgen für die Umwelt – Konsequenzen für die Ausbringung von phosphorhaltigen Düngemitteln: 95-102; Darmstadt (VDLUFA-Verlag).
- KILIAN, B. (2000): Betriebswirtschaftliche Beurteilung von Maßnahmen für einen flächendeckenden Gewässerschutz in der Landwirtschaft. – Agrarwirtschaft, Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik; Bergen/Dumme (Agrimedia).
- KRETZSCHMAR, R., NEUHAUS, H., SCHEFFER, B., SCHMIDT, W.-D. & WALTHER, W. (1985): Bodennutzung und Nitrataustrag. - DVWK Schriften, 73; (Paul Parey).
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (LUNG) (2001): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1998/1999: Ergebnisse der Güteüberwachung

- der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. – Güstrow.
- LOZÁN, J.; LAMPE, R.; MATTHÄUS, W.; RACHOR, E.; RUMOHR, H. & V. WESTERNHAGEN, H. (Hrsg.) (1996): Warnsignale aus der Ostsee. - Berlin (Parey).
- MEWES, M. (2002): Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung – Vorstellung des Forschungsvorhabens. Rostock. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 11: 79-88.
- MÜLLER, F. & SIMON, ST. (2001): Modellierung diffuser Stoffeinträge unter besonderer Berücksichtigung des Pfades Grundwasser. – (ahu-Texte).
- SCHEER, C. (1999): Bewertung verschiedener Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). Materialien, 5/1999; Bonn (DVWK).
- SCHEFFER, B. (1994): Stickstoffumsetzungen im Boden. – [In:] Verminderung des Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser – Grundlagen und Fallbeispiele, DVWK-Fachausschuss "Bodennutzung und Nährstoffaustrag": 17-32; Bonn (Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser).
- SCHEFFER, B.; WALTHER, W.; KRETZSCHMAR, R.; SCHMIDT, W.-D. & HEUHAUS, H. (1984): Zum Einfluß der Bodennutzung auf den Nitrataustrag. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 25: 227-235; Berlin, Hamburg (Verlag Paul Parey).
- SCHILLING, G. (2000): Pflanzenernährung und Düngung. - Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).
- THIELE, V. & MEHL, D. (1995): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern). – Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, 2; Güstrow (Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern).
- UMWELTBUNDESAMT (2002): [www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/29922285.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/29922285.pdf) [Stand 12.2002].
- WERNER, W. (1999): Die Eignung der P-Sättigung des Bodens und der P-Konzentration der Bodenlösung zur Prognose der P-Verlagerung im Profil. – [In:] Hohe P-Gehalte im Boden – mögliche Folgen für die Umwelt – Konsequenzen für die Ausbringung von phosphorhaltigen Düngemitteln: 79-93; Darmstadt (VDLUFA-Verlag).
- WERNER, W. & PHIL, U. (1998): Erhebungsuntersuchungen zu Phosphatgehalten, Phosphat-sorptionskapazität und relativer Phosphatsättigung der Böden in den veredelungsstarken Regionen von NRW als Prognosekriterien des potentiellen P-Austrags in Drain- und Grundwasser. – Forschungsberichte "Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft", Bonn (Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn).

**Autorin:**

Melanie Mewes  
 Botanisches Institut, Lehrstuhl für Landschaftsökonomie  
 Universität Greifswald  
 Grimmer Str. 88  
 17487 Greifswald

Manuskripteingang: 11.04.2003; angenommen: 01.06.2003



Uwe MÜLLER

## **Der Umwelt- und Naturschutz im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie innerhalb der Verfassung der Republik Litauen**

**Environmental Protection in the conflict between ecology and economy with special reference to the constitution of the Republic of Lithuania**

### **Abstract**

In order to meet the EU-Requirements it is necessary for Lithuania to combine environmental protection on the one hand with the stabilization and the development of the economy on the other hand. During that process the constitution plays an important role as a basis for the implementation of legal actions. This is why the following article will focus on the environmental law in its relation to the right of property and the freedom of making profit according to the decisions made by the Constitutional Court. In addition to that this article has to look further on the fiscal policy, especially on the taxes that are charged on the use of natural goods owned by the state and on environmental pollution. While this covers the economical part the next step of my analysis concerns the ecological side in which I will examine the conditions for establishing a network of the Natura 2000 protected areas according to the Flora and Fauna Habitat Directive.

**Keywords:** environmental protection, environmental protection law, ecology, economy, Eastern Europe, EU-enlargement, Lithuania, Baltic region

### **1 Einleitung**

Litauen, das als erste Teilrepublik den Austritt aus der Union der Sozialistischen Sowjetrepubliken (UdSSR) am 11. März 1990 proklamierte und bereits zuvor eine Souveränitätserklärung in Richtung Moskau am 18.05.1989 abgab, leitete durch seinen konsequenten Unabhängigkeitswillen den Zerfall der Sowjetunion ein (U. MÜLLER 2002: 108). Heute sieht es sich dem großen Nachbarn Russland mit Zurückhaltung und Misstrauen, aber auch langjährigen und tief verzweigten wirtschaftlichen Beziehungen gegenüber (PUMBERGER 2000: 632). Neben der Eigenstaatlichkeit war die Integration in die Europäische Union (EU) ein wichtiges außen- und innenpolitisches Ziel aller seit 1990 Regierenden in Litauen (BECKER 2001: 257; PYSZ 1999: 342). Die Bewältigung der Umstrukturierung von der sowjetischen Planwirtschaft in eine funktionierende Marktwirtschaft wird noch langfristig eine Herausforderung sein. Der „Regenerationsprozess“ findet dabei unter

extrem schwierigen ökonomischen Bedingungen statt (ARMBRÜSTER 1998: 47). Dem Erkennen und Bewerten der Spannungslage zwischen dem notwendigen und von der EU geforderten wirtschaftlichen Wachstum (EU-KOMMISSION 2001: 37) und den naturwissenschaftlichen Erfordernissen eines wirksamen Naturschutzes (EU-KOMMISSION 2001: 98) kommt dabei eine besondere Bedeutung zu. Das Zusammenspiel von ökologischen und ökonomischen Entwicklungsvorstellungen der Zukunft sollte durch die Anerkennung eines ökologischen und auch ökonomischen Existenzminimums beachtet werden, wobei wesentlicher Teilinhalt ein Anspruch auf Erhaltung und Schutz der naturnahen Lebensräume sein sollte (CZYBULKA 2001a: 10). Die Verbindung von wirtschaftlich notwendigem Aufschwung und der möglichst gleichzeitig erfolgenden ökologischen Neuorientierung muss in Litauen gelingen, sollen die Erwartungen der EU und der eigenen Bürger nicht enttäuscht werden (U. MÜLLER 2002: 109). Dabei ist eine Lösung des Konfliktes zwischen ökonomischer Stabilität oder sogar Wachstum und ökologischer Verantwortung vor allem in den jungen Reformstaaten wie Litauen äußerst schwierig (AUSSCHUSS DER REGIONEN 1999: 38). Andererseits können derartige Konflikte bei ihrer Zuspitzung ein Ventil in Form neuartiger Ansätze und Methoden finden (GNEVECKOW 1993: 382; MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1998: 158).

Zunächst wird regelmäßig die Sanierung oder durch Marktgesetze erzwungene Schließung von veralteten, unrentablen und die Umwelt belastenden Industriebetrieben zum Ziel führen (U. MÜLLER 2002: 109). Zusätzlich wird mit der Verminderung des Rohstoff- und Energieeinsatzes sowie der Absenkung der Ausschuss- und Abfallproduktion, sowohl in ökonomischer als auch in ökologischer Hinsicht ein Erfolg erzielt (GNEVECKOW 1993: 382). Es besteht jedoch die Gefahr, dass die Entlastung der Umwelt durch Wachstumseffekte konterkariert wird (STEURER 2001: 539; GNEVECKOW 1993: 382), da die angestrebte Erhöhung des Lebensstandards die Menge der erzeugten Güter und Dienstleistungen vergrößert, wodurch trotz verbesserter Umweltverträglichkeit von Produkten und Produktionsprozessen eine höhere Umweltbelastung entstehen kann (STEURER 2001: 542). Eine ökologisch motivierte Industriepolitik mit Energiesteuern und dem Verzicht auf ökologisch nachteilige Erhaltungssubventionen kann hier Abhilfe schaffen (JACHMANN 2000: 239; GNEVECKOW 1993: 382; STEURER 2001: 542). Gerade die großen Veränderungen in Wirtschaft und Gesellschaft beinhalten auch die Möglichkeit, innerhalb des Strukturwandels als positiven Effekt gleichzeitig die Umwelt sanieren zu können und damit die in den EU-Mitgliedsländern so kostenintensive nachträgliche „ökologische Renovierung“ zu vermeiden (GETZNER 2001: 145; GNEVECKOW 1993: 383). Der Verlockung, durch die Zulassung geringerer Umweltschutzstandards ausländische Investoren ins Land zu holen, sollte widerstanden werden, da diese kurzfristige Politik zur nachträglichen und viel aufwändigeren Altlastenbeseitigung führen müsste, welche der präventiven Verhinderung von Umweltbelastungen entgegenwirkt (GNEVECKOW 1993: 383). Vielmehr sollten die bestehenden Standortvorteile, wie langfristige Steuerbefreiungen und hoch qualifizierte Arbeitskräfte zu niedrigen Arbeitskosten, offensiv zur Anwerbung von Investoren eingesetzt werden (JACHMANN 2000: 239; GNEVECKOW 1993: 383).

Die durch die Erfordernisse der Schaffung gleicher Wettbewerbsbedingungen innerhalb des Binnenmarktes im Vordergrund des allgemeinen Interesses stehenden

technischen Anforderungen an den Umwelt- und Naturschutz, womit die Umsetzung dieser Beitrittsvoraussetzungen durch die Mitbewerber sichergestellt werden wird, sollen nachfolgend den Anforderungen an den Natur- und de lege ferenda Ökosystemschutz (U. MÜLLER 2002: 90) Raum bieten und daher hier nicht vordergründig diskutiert werden.

Gerade die Berücksichtigung der Naturschutzbelange ist der Gefahr der Nichtachtung im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie ausgesetzt. Insofern ist der Begriff des „Naturschutz“-Rechts in einer weiten Fassung zu verstehen, welche dem ökosystemaren Ansatz der von Litauen zu übernehmenden naturschutzrechtlichen Richtlinien (RL) der EU entspricht (CZYBULKA 2001a: 368 ff.; CZYBULKA 1996: 243; BERENDES 2002: 213 ff.). Darin wird über die Berücksichtigung des Einflusses des Einzugsgebiets und der Einbeziehung von technischen Anlagen außerhalb von Schutzgebieten die Trennung zwischen den Teilsektoren des herrschenden Umweltbegriffes aufgegeben und statt seiner für einen umfassenden, weiten Naturschutzbegriff geworben (RUCHAY 2001: 117; WIRTHS 2001: 105 ff.; APPEL 2001: 137; CZYBULKA 1999: 84; LERSNER 1999: 61 ff.). Die Medien (GEIGER 2000: Art. 174 Rdn. 7) Boden, Wasser, Luft und Klima dienen unter ökosystemarer Sichtweise alle dem Ziel des Naturschutzes im weiteren hier verwendeten Sinne (C. MÜLLER 2002: 536 ff.; GELLERMANN 2002: 1029; WIRTHS 2001: 46 ff.; CZYBULKA 1997: 306 ff.; WOLF 2002: 6 ff.; KLOEPFER & BRANDNER 1998: 17 ff.). Dabei kann die Vernetzung der UVP<sup>1</sup>-, FFH<sup>2</sup>-, VS<sup>3</sup>- und WRRL<sup>4</sup> als Beispiel gelten, wie die Teilbereiche sinnvoll integriert werden können (BERENDES 2002: 199; WIRTHS 2001: 77 ff., 96 ff. und 100 ff.; NEWBOLD 1998: 10 ff.). Die FFH-RL sieht den Schutz der Landökosysteme mit den angrenzenden Gewässerökosystemen vor. Dies wird von der WRRL aufgegriffen, welche von den Gewässerökosystemen ausgehend auch die angrenzenden Landökosysteme mit umfasst (WIRTHS 2001: 100 ff.). Die VS-RL fordert die Beachtung ihrer Erhaltungsziele sowohl in den Küstenregionen als auch in verlandeten Feuchtgebieten und stellt dadurch ein weiteres Bindeglied her (NEWBOLD 1998: 12; BERENDES 2002: 217).

Die Betrachtung sämtlicher Einflüsse aus dem Wassereinzugsgebiet, welche die Landökosysteme in weitem Umfang mitberücksichtigt (für Litauen gilt: der Fluss Nemunas entwässert ca. 75 % des Landes in das Kurische Haff), muss auch zu einer Prüfung der Vereinbarkeit sämtlicher Anlagen innerhalb des Gebietes mit den jeweiligen Schutzziele führen (U. MÜLLER 2002: 101). Damit wird die UVP-RL mit einzubeziehen sein, welche zwar streng von der Verträglichkeitsprüfung nach der FFH-RL unterschieden werden muss, aber wiederum mit ihr im Zusammenhang zur Bewertung herangezogen werden kann (WIRTHS 2001: 106; KLOEPFER & BRANDNER 1998: 17 ff.). Die gemeinsame Zielsetzung des Naturschutzes weicht die übliche

---

<sup>1</sup> Richtlinie 85/337/EWG v. 27.07.1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten, ABl. Nr. L 175, S. 40 ff., zuletzt geändert durch RL 97/11/EG, ABl. Nr. L 73, S. 5 ff.

<sup>2</sup> Richtlinie 92/43/EWG v. 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, ABl. Nr. L 206, S. 7 ff., zuletzt geändert durch RL 97/62/EG, ABl. Nr. L 305, S. 42 ff.

<sup>3</sup> Richtlinie 79/409/EWG v. 2.04.1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten, ABl. Nr. L 103, S. 1 ff., zuletzt geändert durch RL 97/49/EG, ABl. Nr. L 223, S. 9 ff.

<sup>4</sup> Richtlinie 2000/60/EG v. 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. Nr. L 237, S. 1 ff.

Aufteilung im rechtlichen Sinne auf und zwingt zur Beachtung eines sektorübergreifenden Ansatzes, welcher die gesamte Fläche mit einbezieht (CALLIESS 2002: Art. 174 Rdn. 8 ff.). Um aber der üblichen Einteilung nicht völlig die Berechtigung abzuspreehen, wird über den Bereich des Naturschutz-Rechts im weiteren Sinne hinaus vom Umwelt- und Naturschutz als gemeinsamer Oberbegriff ausgegangen. Dieser beinhaltet den Naturschutz als die Gesamtheit aller Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung von Pflanzen und Tieren wildlebender Arten in ihren Lebensgemeinschaften und deren natürliche Lebensgrundlagen sowie zur Sicherung und Entwicklung von nach bestimmten Kriterien als schutzwürdig befundenen Landschaften und Landschaftsteilen (WIRTHS 2001: 46). Die Sicherung eines effektiven Umwelt- und Naturschutzes sichert auch den für die Gemeinschaft stets notwendigen Verfassungskonsens und somit die Wirksamkeit der Verfassung sowie letztlich die dauerhafte Existenz des Staates (KLOEPFER 1994: 49). Die Verfassung als Teil der Rechtsordnung hat für die gesamte politische und soziale Ordnung eines Gemeinwesens eine überragende Bedeutung. Sie stellt mit der Konstitution der staatlichen Organe, der Bestimmung des Verfahrens zu ihrer Rekrutierung, der Zuordnung ihrer Aufgaben und Kompetenzen, der Begründung der Rechte des Einzelnen in Bezug auf Freiheit, Schutz und Förderung durch den Staat, die rechtliche Grundordnung des Gemeinwesens dar. Damit sind Verfassungen nicht lediglich rechtliche Texte, welche es auszulegen und anzuwenden gilt, vielmehr sind sie stets auch Ausdruck des kulturellen Entwicklungsstandes, der kulturellen Selbstdarstellung eines Volkes, Spiegel seines kulturellen Erbes und Fundament seiner Hoffnungen (STEINBERG 1995: 55 ff.).

Im Folgenden soll daher die Verfassung der Republik Litauen als Ausgangspunkt für den Umwelt- und Naturschutz im Zentrum der Untersuchungen stehen. Über die Vorgaben des Beitrittsprozesses durch die Kopenhagener Kriterien (BESCHLUSS DES RATES 1999: 42) soll die Verfassung als Ausgangspunkt für die Umsetzung des europäischen Umwelt- und Naturschutzes durch nationale Staatszielbestimmung analysiert werden. Mit der Rechtsprechung des Verfassungsgerichts (VerfG) sollen auch die Bedingungen für die Umsetzung dieser Staatszielbestimmungen Gegenstand der Untersuchungen sein. Schließlich erfolgen die Analyse der ökonomischen Steuerungsinstrumente und die Vorstellung der Bedingungen für die Umsetzung der Vernetzung der Schutzgebiete nach der FFH-RL als Ausdruck der ökonomischen und ökologischen Positionen.

## **2 Beitritt**

### **2.1 Schritte auf dem Weg zum Beitritt**

Aufgrund der gemeinsamen Vergangenheit von Litauen und Deutschland bestand und besteht für die Bereitung des Weges nach Europa ein großes Bedürfnis nach Ausbau der gegenseitigen Beziehungen. Seit 1992 steht im Litauischen Parlament eine Gruppe von Abgeordneten bereit, die besonders für das Verhältnis zu Deutschland verantwortlich zeichnet. Nach der Anerkennung durch die Vereinten Nationen am 17.09.1991 und durch die Europäische Gemeinschaft (Europäische Union) am 27.08.1991 war das wesentliche Ziel der litauischen Außenpolitik der

Beitritt zur Europäischen Union (EU). Mit der Unterzeichnung des Freihandelsabkommens am 18.07.1994 und des Assoziierungsabkommens, dem so genannten Europaabkommen, zwischen der EU und Litauen am 12.06.1995 sowie der Unterzeichnung des Beitrittsvertrages<sup>5</sup> am 16.04.2003 in Athen und dem zustimmenden Referendum<sup>6</sup> der Litauer selbst, steht es Litauen frei die erforderlichen Umsetzungsschritte bis zum vorgesehenen Beitrittstermin im Mai 2004 vorzunehmen (SCHÜTZ 1999: 192 ff. und 215; HEINATZ 1996: 244; BESCHLUSS DES RATES UND DER KOMMISSION 1998: 1ff). Eine Zusammenarbeit in wirtschaftlicher, kultureller und politischer Hinsicht und die damit verbundenen strengen „Screening“ Runden (BESCHLUSS DES RATES 1999: 42) sollten und sollen Litauens Weg in die EU über die Beschleunigung des Prozesses der Rechtsanpassung ebnen (PYSZ 1999: 343; BERGMANN 2001: 409).

Dabei kommt dem Zustand der Justiz, welche neben Polizei und Militär derjenige Bereich ist in dem Staatsmacht unmittelbar manifestiert wird, eine Schlüsselstellung zur Erfüllung der Vorgaben der EU zu (ROGGEMANN 1998: 303). Dieser ist jedoch infolge der Umbruchsituation von erheblicher Ausbreitung rechtsfreier, genauer außerrechtlicher, Anspruchsdurchsetzung in Form der Selbsthilfe und des Faustrechts bei der Forderungsbeitreibung gekennzeichnet. Durch Übergriffe der Polizei und der dadurch bedingten Abwesenheit staatlichen Schutzes, die mangelnde ökonomische Absicherung des Justizpersonals und damit erhöhte Korruptionsanfälligkeit bis hin zu „Mafia-Gerichten“ kann es zur Bildung von Schattenrechtsordnungen mit nichtstaatlicher, privater und krimineller Selbsthilfe kommen (SCHÜTZ 1999: 218; ROGGEMANN 1998: 304; BESCHLUSS DES RATES 1999: 44 und 46). Die Diskrepanz zwischen Rechtsnorm und Rechtswirklichkeit muss somit immer größer werden. Wenn diese Phänomene auch bei weitem nicht überall typisch sind, so ist es umgekehrt nicht richtig, sie nicht als Teil der gegenwärtigen Rechtsentwicklung und als virulentes Problem der Rechtsdurchsetzung zu beachten (ROGGEMANN 1998: 304). Zudem gilt es auch, die noch wenig ausgeprägte Erfahrung bezüglich der Selbstverwaltung der Gerichte zu sehen, welche durch die finanzielle und personelle Abhängigkeit vom Justizministerium verstärkt wird und Nachwirkung einer Ordnung ist, die keine Rechts- und Verfassungsvorbehalte zur Kontrolle der Politik durch die Justiz entwickeln konnte (ROGGEMANN 1998: 305). Im Gegensatz zu der Situation in den neuen deutschen Bundesländern ist es in den osteuropäischen postsozialistischen Staaten nicht zu einem völligen politischen Systembruch und somit auch nicht zu einem umfassenden Rechtswechsel gekommen (SCHÜTZ 1999: 218; BERGMANN 2001: 413). Bezüglich der eigenen sozialistischen Vergangenheit und ihrer Justiz kam es auch keinesfalls zu einer durchdringenden Distanzierung (ROGGEMANN 1998: 305). Folglich ist in Osteuropa ein Elitewechsel nur im eng begrenzten Umfang zu verzeichnen, vielmehr sind regelmäßig die gleichen Justizangehörigen und Anwälte im Amt und sprechen Recht oder nehmen Rechtsberatung unter veränderten Bedingungen wahr (ROGGEMANN 1998: 306). Umso größer ist damit die Bedeutung von neu geschaffenen Gerichten wie dem

---

<sup>5</sup> vgl. Beitrittsvertrag vom 16.04.2003 im Internet unter:

[http://europa.eu.int/comm/enlargement/negotiations/treaty\\_of\\_accession\\_2003/index.htm](http://europa.eu.int/comm/enlargement/negotiations/treaty_of_accession_2003/index.htm)

<sup>6</sup> vgl. zum Ergebnis des Referendums in Litauen über den Beitritt zur EU vom 10. und 11.05.2003 im Internet unter <http://www.euro.lt/index.php?LangID=7?TopMenuID=127&LangID=7>

Verfassungsgericht (VerfG) in Litauen und die Durchsetzung der Werteordnung der neuen Verfassung.

## 2.2 Umsetzung der Kopenhagener Kriterien

Nach Art. 49 des EU-Vertrages (EUV) kann jeder europäische Staat, der die in Art. 6 I EUV genannten Grundsätze, wie Freiheit, Demokratie, Achtung der Menschenwürde und der Grundfreiheiten sowie der Rechtsstaatlichkeit, erfüllt einen Antrag zur Aufnahme in die EU stellen (ŠARČEVIĆ 2002: 463). Der Antragsempfänger ist der Europäische Rat, welcher nach Anhörung der Kommission und nach Zustimmung der absoluten Mehrheit des Europäischen Parlaments<sup>7</sup> einstimmig über denselbigen beschließen wird (BERGMANN 2001: 407)<sup>8</sup>. Dabei gliedert sich die Aufnahme in mehrere Teilbereiche, wie z. B. die Einleitungsphase, die Verhandlungsphase, eine unionsinterne Entscheidungsphase und die Vertragsabschlussphase (ŠARČEVIĆ 2002: 463). Die Bedingungen und erforderlichen Anpassungen der „Verträge“ auf denen die Gemeinschaft beruht, werden zwischen den Mitgliedstaaten und dem jeweiligen Antragsteller durch ein Abkommen geregelt (BERGMANN 2001: 407). Der so genannte Beitrittsvertrag bedarf der Ratifizierung durch alle Mitglieder der EU nach ihren eigenen verfassungsrechtlichen Vorgaben, d. h. neben dem Ratsbeschluss und dem positiven Votum des europäischen Parlaments ist auch die Zustimmung aller nationalen Parlamente der „Altmitglieder“ erforderlich bzw. kann ein Referendum notwendig werden (ŠARČEVIĆ 2002: 472). Damit könnte die Osterweiterung der EU, trotz der bereits erfolgten Zustimmung auf europäischer Ebene, noch in jedem einzelnen Mitgliedsstaat im Rahmen der Ratifikation der Beitrittsverträge scheitern (BERGMANN 2001: 407). Durch die Konkretisierung der Beitrittsvoraussetzung in den Beschlüssen von Kopenhagen fungieren diese als ergänzende Normierung der Tatbestände des Art 49 EUV, welche der Gesamtsystematik der EUV/EGV entsprechen und der Bewahrung des erreichten Homogenitätsniveaus in der Gemeinschaft dienen (ŠARČEVIĆ 2002: 473). Die aus diesen Beschlüssen resultierenden Kriterien für die Aufnahme sind (BERGMANN 2001: 407; BESCHLUSS DES RATES 1999: 42):

- eine institutionelle Stabilität als Garant für eine demokratische und rechtsstaatliche Ordnung, für die Wahrung der Menschenrechte sowie die Achtung und den Schutz von Minderheiten,
- eine funktionsfähige Marktwirtschaft sowie die Fähigkeit dem Wettbewerbsdruck und den Marktkräften innerhalb der Union standzuhalten und schließlich
- die Übernahme des „acquis communautaire“, d. h. der sich aus einer Mitgliedschaft ergebenden Verpflichtungen sowie der Ziele der politischen Union und der Wirtschafts- und Währungsunion.

---

<sup>7</sup> vgl. zur Zustimmung des Europäischen Parlaments am 9.04.2003 im Internet: [http://www2.europarl.eu.int/omk/sipade2?SAME\\_LEVEL=1&LEVEL=4&NAV=X&PUBREF=-//EP//TEXT+PRESS+DN-20030409-1+0+DOC+XML+V0//DE](http://www2.europarl.eu.int/omk/sipade2?SAME_LEVEL=1&LEVEL=4&NAV=X&PUBREF=-//EP//TEXT+PRESS+DN-20030409-1+0+DOC+XML+V0//DE)

<sup>8</sup> vgl. zur Unterzeichnung der Beitrittsverträge am 16.04.2003 den Wortlaut im Internet unter [http://europa.eu.int/comm/enlargement/negotiations/treaty\\_of\\_accession\\_2003/index.htm](http://europa.eu.int/comm/enlargement/negotiations/treaty_of_accession_2003/index.htm)

Dadurch wird die Entscheidung über die Erreichung der Beitrittsvoraussetzungen auf eine breitere, die Mitglieder durch die Einigung auf die Kriterien in ihrer späteren Entscheidung einengende, Basis gestellt. In Verbindung mit der indirekten Mitwirkung bei der Ratsentscheidung und der damit verbundenen Tatbestandsvoraussetzung (Selbstbindung) folgt aus Art. 10 I EGV und dem Vertrauensschutzprinzip ein erheblich gebundenes Ermessen für die Mitgliedstaaten bei der Abstimmung auf nationaler Ebene (ŠARČEVIĆ 2002: 476 ff.). Die Umsetzung dieser „Kopenhagener Kriterien“ muss zwar formal erst zum Moment des Beitritts erfüllt sein, gleichsam jedoch zur Beurteilung der Fortschritte bei der Umsetzung und der Beitrittsfähigkeit allgemein weit vor dem möglichen Beitrittstermin nachprüfbar erfüllt werden (ŠARČEVIĆ 2002: 464). Wesentlicher Kernpunkt ist damit die Übernahme des gesamten gemeinschaftlichen Besitzstandes („acquis communautaire“), welcher, wenn auch im Einzelnen nicht unstrittig, jedenfalls im primärrechtlichen Bereich die Verträge EUV/EGV und im Sekundärrecht die Verordnungen und Richtlinien als Bestandteil umfasst (SCHÜTZ 1999: 197 ff.).

### **3 Verfassung als Ausgangspunkt**

#### **3.1 Entstehungsgeschichte**

Ausgehend von den Anforderungen des Beitrittsprozesses, kommt der Verfassung des Landes eine Schlüsselfunktion bei der Erfüllung der Kopenhagener Kriterien zu.

Mit dem aus den ersten demokratischen Wahlen seit 1940 hervorgegangenen Obersten Rat wurde am 23.02.1990 und 4.03.1990 ein neues litauisches Parlament gewählt (HEINATZ 1996: 241; ARMBRÜSTER 1998: 24). Die Wiederherstellung der Unabhängigkeit Litauens wurde als Fortsetzung der ersten litauischen Republik von 1918 bis 1940 deklariert (vgl. in der Präambel: „wiedergeborene Staat Litauens“). Das Vorläufige Grundgesetz vom 11.03.1990 ersetzte die Verfassung der Union der Sozialistischen Sowjetrepubliken von 1977 und die Verfassung der Litauischen Sozialistischen Sowjetrepublik von 1978 bis zur Ausarbeitung der neuen Verfassung (HEINATZ 1996: 241).

Damit scherte Litauen als erste Teilrepublik aus der Sowjetunion aus und leitete somit deren Untergang ein (PUMBERGER 2000: 632; U. MÜLLER 2002: 108). Zuvor musste jedoch die Erklärung der Unabhängigkeit wegen einer totalen Wirtschaftsblockade durch Moskau am 29.06.1990 ausgesetzt werden (ARMBRÜSTER 1998: 24 f.). Nach einer Volksabstimmung über die Frage der Unabhängigkeit stimmten 90,5 % der Wähler bei einer Wahlbeteiligung von 85 % dafür (HEINATZ 1996: 241). Trotz dieses eindeutigen Referendums trat die Unabhängigkeit erst mit der Aufhebung der Wirtschaftsblockade am 29.07.1991 in Kraft (ARMBRÜSTER 1998: 24 ff.; HEINATZ 1996: 241). Damit war der Weg zur Ausarbeitung einer endgültigen Verfassung der Republik Litauen frei. Durch ein weiteres Referendum stimmten am 25.10.1992 ca. 58 % der Wahlberechtigten für die neue Verfassung<sup>9</sup> (ROGGEMANN

---

<sup>9</sup> Verfassung der Republik Litauen, abgedruckt in Vyriausybės Žinios (Staatl. Mitteilungen) 1992 Nr. 33-1014

1999: 531 ff.), welche mit Wirkung zum 6.11.1992 rechtskräftig wurde (HEINATZ 1996: 241 ff.).

### 3.2 Umwelt- und Naturschutz als Staatszielbestimmung

Eine Konkretisierung des in der Verfassung in Art. 53 und 54 festgeschriebenen Umwelt- und Naturschutzes fand bisher vor allem durch die Rechtsprechung<sup>10</sup> des Verfassungsgerichts<sup>11</sup> (VerfG) statt, welche sich mit dem Spannungsfeld zur Eigentumsgarantie und zur Freiheit der wirtschaftlichen Tätigkeit zu befassen hatte. Diese Entwicklung soll nunmehr in Umrissen nachgezeichnet werden.

#### 3.2.1 Analyse der Art. 53 und 54

Auszug aus der Verfassung der Republik Litauen (ROGGEMANN 1999: 531 ff.):

##### **Abschnitt IV. Volkswirtschaft und Arbeit (Art. 46 – 54)**

Art. 53: Der Staat sorgt für die Gesundheit der Menschen und steht für medizinische Hilfe und Dienste ein, wenn ein Mensch erkrankt ist. Das Verfahren der Gewährung kostenloser medizinischer Hilfe an die Bürger in den staatlichen Heilanstalten wird durch Gesetz festgelegt.

Der Staat fördert die Körperkultur der Gesellschaft und unterstützt den Sport.

Der Staat und jede Einzelperson sind verpflichtet, die Umwelt vor schädlichen Einwirkungen zu schützen.

Art. 54: Der Staat sorgt für den Schutz der natürlichen Umwelt, der Tier- und Pflanzenwelt, einzelner Naturobjekte und besonders wertvoller Örtlichkeiten und achtet darauf, dass die Vorräte der Natur maßvoll genutzt, aber auch erneuert und vermehrt werden.

Gesetzlich verboten ist es, Land, Erdreich oder Gewässer zu verwüsten, Wasser oder die Luft zu verunreinigen, Strahleneinwirkungen auf die Umwelt zu verursachen sowie die Pflanzen- und Tierwelt zu beeinträchtigen.

Sowohl der Staat als auch jeder Einzelne wird in Art. 53 III zum Schutz der Umwelt verpflichtet. Besondere Bedeutung erlangt diese Verpflichtung vor dem Hintergrund, dass nach Art. 47 Boden, Gewässer und Wälder grundsätzlich wieder in Privateigentum stehen und somit auch entsprechenden Interessen unterliegen, welche nur bei einer nationalen oder besonderen kulturellen Bedeutung strengen Beschränkungen, bis hin zum Verbleib im Staatseigentum, unterliegen (MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1998: 155). Dabei bleibt jedoch die Benennung von Instrumenten zur

---

<sup>10</sup> Die Rechtsprechung des Verfassungsgerichts ist im Internet unter <http://www.lrkt.lt/angdoc.htm> und unter <http://www.lrs.lt> zu finden.

<sup>11</sup> Verfassungsgerichtsgesetz der Republik Litauen vom 3.02.1993 in Vyriausybės Žinios 1993, Nr. 6, Pos. 120; zuletzt geändert am 2.12.1993 (Vyriausybės Žinios 1993, Nr. 68, Pos. 1277)

Umsetzung dieser Verbürgungen, verglichen etwa mit den detaillierten Regelungen in den Verfassungen der neuen deutschen Bundesländer, weitestgehend aus (FISCHER 1994: 48 ff., 103 ff., 119 ff., 136 und 150; STEINBERG 1995: 63). Art. 54 bestimmt den Naturschutz jedoch ausdrücklich zur Staatsaufgabe und sieht ein Verbot bestimmter Schädigungen von Naturgütern durch Gesetz vor (MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1996: 110). Die zurückhaltende ökologische Ausrichtung der Verfassung hat ihren Ursprung gewiss nicht in einem besonders guten Zustand der Umwelt (STEINBERG 1995: 63). Vielmehr ist die Wahrnehmung diesbezüglicher Probleme in Litauen wenig ausgeprägt und die grüne Bewegung, welche als Vorbereiter der Unabhängigkeit gilt, hat offensichtlich dramatisch an Kraft und Einfluss verloren (PIANI 1992: 27 ff.; STEINBERG 1995: 63). Jedoch kann zumindest eine rein anthropozentrische Ausrichtung der Verfassung nicht entnommen werden, vielmehr sind neben der Tier- und Pflanzenwelt auch einzelne Naturobjekte und besonders wertvolle Örtlichkeiten zu schützen, welche von den Bedürfnissen des Menschen losgelöst zu betrachten sind. Auch die Erneuerung und Vermehrung der Vorräte der Natur sprechen nicht nur für eine rein auf den Nutzen bezogene Schutzrichtung, sondern lassen Spielraum für Interpretationen in beide Richtungen. Somit ist von einer grundsätzlichen Überwindung der rein anthropozentrischen Sichtweise der Staatszielbestimmung auszugehen.

Als Reflex des Schutzes des Eigentums aus Art. 23 III ist die Berücksichtigung der Bedürfnisse der Gesellschaft mittelbar auch für den Umwelt- und Naturschutz Gegenstand der Rechtsprechung des VerfG gewesen (RAVLUŠEVIČIUS 2001: 56 ff.). Das Interesse der Allgemeinheit kann beispielsweise im Einzelfall den grundsätzlich bestehenden Ausschluss der Rückgabe von Flächen eines Nationalparks nicht rechtfertigen<sup>12</sup>. Dies gilt gleichermaßen für den Rückgabeausschluss von Binnengewässern, welcher im Interesse der Gesellschaft nach Art. 23 III im konkreten Fall überprüfbar (d. h. überwindbar) ist (RAVLUŠEVIČIUS 2001: 56)<sup>13</sup>. Dadurch wird der bestehende Ausschluss der Rückgabe von Eigentum an Flächen innerhalb der Schutzgebiete und an Binnengewässern, wenn er sich ausschließlich auf die Bedürfnisse der Gesellschaft im Sinne des Art. 23 III stützen kann, erheblich aufgeweicht. Die aus Art. 23 III resultierende Wertgarantie geht im Einzelfall dem Interesse der Allgemeinheit vor.

In seiner Entscheidung vom 1.06.1998 hat das VerfG ausdrücklich darauf hingewiesen, dass in Art. 54 I die Gewährleistung einer gesunden und sauberen Umwelt für den Menschen als eines der Staatsziele formuliert ist (VERFASSUNGSGERICHT 1998a). Demnach müssen sowohl öffentliche als auch private Interessen der Verbesserung der Umweltqualität gewidmet werden. Insbesondere der Wald hat eine besondere ökologische, soziale und ökonomische Bedeutung, welche als öffentliches Interesse bestimmte Beschränkungen des Eigentumsrechts der Waldeigentümer begründen kann.

Der Boden hat wie der Wald eine öffentliche Funktion, dem Gemeinwohl des Volkes zu dienen, so auch bestätigt in der Entscheidung vom 25.09.1996 (VERFASSUNGSGERICHT 1996b). Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit stellt ein

---

<sup>12</sup> vgl. auch VerfG Band 2, S. 81 neben der Veröffentlichung im Internet werden auch eine begrenzte Anzahl von Urteilen in der Entscheidungssammlungen publiziert (VerfG Band)

<sup>13</sup> vgl. auch VerfG Band 2, S. 83

öffentliches Bedürfnis dar, welches mit den Interessen der Eigentümer auszugleichen ist. In der Entscheidung vom 27.05.1994 hat das VerfG aus Art. 54 II ein verfassungsrechtliches Bodenschutzprinzip abgeleitet (VERFASSUNGSGERICHT 1994). Die besonderen Beschränkungen der Rückgabe von Bodeneigentum in Schutzgebieten, wie staatlichen Wäldern und Nationalparks, sind an konkrete öffentliche Bedürfnisse gebunden und eng auszulegen. Eine indirekte Bezugnahme, wie der Gebrauch von Weideflächen für die zur Forstarbeit benötigten Pferde, ist bei Schutzgebieten nicht als ausreichendes öffentliches Interesse zur Beschränkung der Eigentumsgarantie anzuerkennen.

In Art. 54 II sind nach dem VerfG zwei Aspekte zu unterscheiden: erstens das grundsätzliche Verbot der Schädigung der Umwelt für alle juristischen und natürlichen Personen, und zweitens der Schadensersatz für umweltschädliche Tätigkeiten (MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1997: 109 ff.). Diesbezüglich kann von einer Festschreibung des Vorsorge- und Verursacherprinzips durch das VerfG ausgegangen werden.

Fazit: Der Umwelt- und Naturschutz wird als Staatszielbestimmung verstanden, welche eine direkte Ableitung subjektiver Rechte nicht zulässt. Allerdings ist der Staat als Adressat auch gehalten diese Selbstverpflichtung umzusetzen, wodurch es zu direkten Eingriffen in Rechte wie die Eigentumsgarantie und die indirekte Gewährung von Drittschutz der Anlieger kommen kann.

### 3.2.2 Vergleich mit entsprechenden Normen auf Gemeinschaftsebene und in Deutschland

#### 3.2.2.1 Die Gemeinschaftsebene

Durch die Hervorhebung des Umweltschutzes in Art. 2 und 3 EGV als Aufgabe der Gemeinschaft an derart prominenter Stelle ist diese auch als „Umweltgemeinschaft“ angelegt (KOTULLA 2001: 522; CALLIESS 2002: Art. 174 Rdn. 6). Durch die Festschreibung der Ziele des Umweltschutzes in der sogenannten „Querschnittsklausel“ des Art. 6 EGV ist dieser Politikbereich nicht nur eine Teilaufgabe neben anderen, sondern Bestandteil aller Gemeinschaftspolitiken (GEIGER 2000: Art. 6 Rdn. 1; KOTULLA 2001: 527). Dies darf jedoch nicht als eine absolute Vorrangregelung des Umweltschutzes gegenüber den anderen Zielen der Gemeinschaft missverstanden werden, bei Zielwidersprüchen erfolgt eine Auflösung im Sinne einer praktischen Konkordanz (GEIGER 2000: Art. 6 Rdn. 5; CALLIESS 2002 Art. 174 Rdn. 17). Aus dem zwingenden Wortlaut des Art. 6 EGV drängt sich jedoch ein Rechtsgebot zur Umorientierung und Neuausrichtung der gesamten Gemeinschaftspolitik bezüglich der Ziele und Grundsätze des Art. 174 EGV auf (CALLIESS 2002: Art. 6 Rdn. 19 ff.). Im Vergleich zur umfassenden Staatszielbestimmung Umweltschutz des Art. 20a GG dienen die Ziele der Umweltpolitik nach Art. 174 EGV der Erhaltung und dem Schutz der Umwelt sowie der Verbesserung ihrer Qualität, dem Schutz der menschlichen Gesundheit, der Ressourcenschonung sowie der Einbindung in Maßnahmen des internationalen Umweltschutzes in rein ökologischer Sichtweise (FRENZ & UNNERSTALL 1999: 183 ff.; WOLF 2002: 175). Der Begriff der Umwelt wird im Vertrag selber nicht definiert und somit bewusst sachlich und örtlich offen gehalten, umfasst jedoch unstrittig neben

dem Menschen, Fauna, Flora, Boden, Wasser, Luft, Klima, Landschaft, Sachgüter und kulturelles Erbe, sowie die Wechselbeziehungen zwischen diesen Faktoren (CALLIESS 2002: Art. 174 Rdn. 8). Nach Art. 175 I EGV beschließt der Rat im Verfahren der Mitentscheidung bzw. in bestimmten Bereichen ausnahmsweise einstimmig (Art. 175 II EGV) den Erlass von Rechtsakten. Dies kann zur Rechtsangleichung innerhalb der Gemeinschaft auch nach Art. 94 EGV und zur Verwirklichung des einheitlichen Binnenmarktes nach Art. 95 EGV erfolgen. Insbesondere Art. 95 III EGV bestimmt, dass die Kommission in den Richtlinien zur Harmonisierung gemäß Art. 95 I EGV in den Bereichen Gesundheit, Sicherheit, Umweltschutz und Verbraucherschutz von einem hohen Schutzniveau nach den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen ausgeht (WOLF 2002: 175). Die Berücksichtigung der unterschiedlichen regionalen Gegebenheiten nach Art. 174 II UAbs. 1 Satz 1 EGV lassen dieses hohe Schutzniveau (FRENZ & UNNERSTALL 1999: 185 ff.) im Einzelfall jedoch hinter das gesamte Umweltpolitikziel zurückfallen und ermöglichen sogar eine Absenkung nationaler Standards (KOTULLA 2001: 523). Grundsätzlich muss sich jedoch die Gemeinschaftspolitik von den drei tragenden Prinzipien des Art. 174 II UAbs. 1 Satz 2 EGV dem Vorsorge-, Ursprungs- und Verursacherprinzip leiten lassen (FRENZ & UNNERSTALL 1999: 187 ff.; KOTULLA 2001: 523). Die dogmatische Herleitung des als gemeinschaftsrechtliches Prinzip anerkannten Ziels des bestmöglichen Umwelt- und Naturschutzes erfolgt insbesondere aus der Verpflichtung der Umweltpolitik auf ein hohes Schutzniveau (KOTULLA 2001: 523; GEIGER 2000: Art. 174 Rdn. 13; FRENZ & UNNERSTALL 1999: 185 ff.) in Art. 2, Art. 95 III und Art. 174 I UAbs. 1 S. 1 EGV, aus der umweltrechtlichen Querschnittsklausel Art. 6 EGV sowie der Ermächtigung zur Einführung und Beibehaltung strengerer nationaler Umweltschutzbestimmungen nach Art. 176 und Art. 95 IV – VI EGV (SCHEUING 2001: 9 ff.). Aus der Anerkennung als Rechtsprinzip folgt wiederum das sogenannte Optimierungsgebot, welches einen Idealzustand als Ziel festlegt, dessen bestmögliche Verwirklichung der Rechtssetzung und Rechtsanwendung obliegt, gleichwohl aber eine Auslegungsmaxime bei der Interpretation des Sekundärrechts darstellt (Wirths 2001: 49).

Gemäß Art. 174 II UAbs. 1 S. 2 EGV beruht die gemeinschaftliche Umweltpolitik auf dem Vorsorge- und Vorbeugeprinzip (SCHEUING 2002: 623 und 625; GEIGER 2000: Art. 174 Rdn. 14; FRENZ & UNNERSTALL 1999: 187 ff.). Nach der „Ignoranztheorie“ muss gerade in Hinblick auf noch unbekannte Risiken von der repressiven Beseitigung schon bestehender Schäden zur vorausschauenden Prävention umgesteuert werden. Die Erhaltung eines belastungsfreien oder zumindest belastungsarmen Rückzugsraumes für die „Natur“ soll nach der so genannten Freiraumtheorie ebenfalls vom Vorsorgeprinzip im Interesse des Nachweltschutzes umfasst werden (WIRTHS 2001: 57 ff.). Aus Art. 174 II UAbs. 1 S. 2 EGV folgt zudem das Ursprungsprinzip (FRENZ & UNNERSTALL 1999: 190 ff.), nach welchem die Umweltpolitik der Gemeinschaft Beeinträchtigungen mit Vorrang an ihrem Ursprung zu bekämpfen hat (GEIGER 2000: Art. 174 Rdn. 15; SCHEUING 2002: 627). Dadurch soll die Quelle der Schädigung und nicht erst der Schaden selber im Mittelpunkt der Bemühungen stehen (FRENZ & UNNERSTALL 1999: 190 ff.; WIRTHS 2001: 60 ff.). Der Dritte Handlungsgrundsatz der Trias des Art. 174 II UAbs. 1 S. 2 EGV ist das Verursacherprinzip (GEIGER 2000: Art. 174 Rdn. 16; FRENZ & UNNERSTALL 1999: 193 ff.), welches auf der Gemeinschaftsebene als Kostentragungsprinzip seine Ausprägung findet (SCHEUING 2002: 628; WIRTHS 2001:

62 ff.; KOTULLA 2001: 523). Die Handlungsgrundsätze der Trias aus Art. 174 II UAbs. 1 S. 2 EGV stellen verbindliche inhaltliche Anforderungen an jede Maßnahme der gemeinschaftlichen Umweltpolitik und fordern als Optimierungsgebot ihre effektive Verwirklichung im Sekundärrecht (KOTULLA 2001: 523 ff.; WIRTHS 2001: 56).

Dem primären Gemeinschaftsrecht kommt wegen seines höheren Ranges nach der gemeinschaftlichen Normenhierarchie eine Maßstabsfunktion für die Interpretation der Richtlinien als Bestandteil des Sekundärrechts zu, wobei diese wiederum die Prinzipien des gemeinschaftlichen Umwelt- und Naturschutzes effektiv umzusetzen haben (WIRTHS 2001: 41; KOTULLA 2001: 525).

Fazit: Durch die Einbeziehung dieser Grundsätze ist die Ausprägung des Umwelt- und Naturschutzes innerhalb der Verfassung der Republik Litauen für die Ausstrahlung auf die unterverfassungsrechtlichen Grundlagen zu ergänzen, um die Implementierung der europarechtlichen Vorgaben sicherzustellen. Dabei bleibt die weitere Entwicklung der Rechtsprechung des VerfG im Bereich des Umwelt- und Naturschutzes abzuwarten.

### 3.2.2.2 Die Situation in Deutschland

#### Schutzgut:

Der Naturschutz wird im Verfassungsrecht, insbesondere in Art. 20a GG, als „Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen“ benannt (CZYBULKA 2002: 91). Diese gilt es wiederum von den sozialen, ökonomischen, kulturellen und technischen Lebensgrundlagen abzugrenzen (MURSWIEK 1996b: Art. 20a Rdn. 28). Dabei können zu den natürlichen Lebensgrundlagen sowohl Pflanzen und Tiere als auch Boden, Wasser, Luft, Klima, Landschaft und die jeweiligen Wechselbeziehungen zueinander gerechnet werden (WOLF 2002: 7 ff.; CZYBULKA 2001a: 3; KETTELER 2002: 517). Der Schutzbereich des Art. 20a GG umschließt auch die vom Menschen gestaltete oder zumindest veränderte „Natur“ als Kulturlandschaft, da es eine ursprüngliche, vom Menschen unberührte Natur zumindest in Mitteleuropa kaum mehr gibt und die Staatszielbestimmung ansonsten ins Leere laufen würde (SCHOLZ 2002: Art. 20a Rdn. 36).

#### Schutzumfang:

Als Staatszielbestimmung ist der Art. 20a GG eine Wertentscheidung mit (nur) objektiv-rechtlicher Schutzgarantie und garantiert dadurch die notwendigen Voraussetzungen für eine konkret gültige Aktualisierung bestimmter Umweltbelange durch die unterverfassungsrechtliche Rechtsetzung (MURSWIEK 1996b: Art. 20a Rdn. 12; SCHOLZ 2002: Art. 20a Rdn. 17). Damit ist vor allem für die staatlichen Organe eine Bindung zur fortdauernden Beachtung und Erfüllung der umrissenen Ziele vorgeschrieben (WOLF 2002: 125 ff.; CZYBULKA 2001a: 4). Das Staatsziel beansprucht als objektiv-rechtlicher Verfassungssatz unmittelbare Geltung und Verbindlichkeit, ist insoweit jedoch „unvollkommen“, als mit ihm kein entsprechender Rechtsschutz des Bürgers korrespondiert (CZYBULKA 2001a: 6). Damit entsteht für den Bürger weder eine Berechtigung noch eine Verpflichtung (KLOEPFER 1996: 74). Der Schutzauftrag des Art. 20a kann als Optimierungsgebot (REHBINDER 2002: 658; MURSWIEK 1996b: Art. 20a Rdn. 53) verstanden werden, ohne jedoch ein regelmäßiges noch tendenzielles Überwiegen von Naturschutzbelangen nach sich zu

ziehen (MURSWIEK 1996b: Art. 20a Rdn. 53 und 70). Ein Verschlechterungsverbot ist als Untergrenze des Schutzauftrages eine durchaus angemessene, zeitlich und naturräumlich, also konkret festzulegende Verpflichtung (CZYBULKA 2001a: 7). Daneben kann aus Art. 20a ein Integritätsmaßstab (MURSWIEK 1996b: Art. 20a Rdn. 18 und 41; MURSWIEK 1996a: 224) abgeleitet werden, welcher diejenigen Bedingungen erhalten und wiederherstellen soll, die ein Überleben der heimischen Arten aus Flora und Fauna in freier Natur und heimischer Region sicherstellen (STICH 2002: 161; MURSWIEK 1996a: 226). Durch diesen konkreten Schutzauftrag ähnelt es mehr den Grundrechten als den anderen Staatszielbestimmungen (MURSWIEK 1996a: 224). Schließlich ist das Schutzniveau anzuheben (MURSWIEK 1996b: Art. 20a Rdn. 43; MURSWIEK 1996a: 226), da es der Funktion der Verfassung widerspricht, dem Volk nur „symbolische Politik“ vorzumachen (CZYBULKA 2001a: 7; MURSWIEK 1996a: 223), andernfalls würde der auf sehr niedrigem Niveau stehende Naturschutz in Deutschland in Kürze bedeutungslos werden (WOLF 2002: 127; CZYBULKA 1999: 108; KETTELER 2002: 517). Dieses Verbesserungsgebot folgt aus der Optimierung jeder Staatszielbestimmung, wodurch erst die Verwirklichung der bestmöglichen Wirksamkeit erreichbar erscheint (WOLF 2002: 128; CZYBULKA 1999: 107 ff.; CZYBULKA 2001b: 373). Damit ist zwingend eine Bestandsaufnahme und eine Fortschreibung des Zustandes der Natur in allen Bundesländern erforderlich, die es erlaubt, jederzeit zu beurteilen, ob eine Verschlechterung oder Verbesserung im Naturschutz eintritt, eintreten wird oder eingetreten ist (CZYBULKA 1999: 106).

#### Abwägung:

Der vielfach beschworene Zielkonflikt zwischen Ökologie und Ökonomie, insbesondere zwischen Umwelt- und Naturschutz, Wirtschafts-, Verkehrs- und Energiepolitik, lässt sich zwar gesamtwirtschaftlich weitgehend zugunsten einer umweltverträglichen Ökonomie auflösen, dennoch bleibt eine Vielzahl von konkreten Interessen nur durch Zurückstellung anderer durchsetzbar (MURSWIEK 1996b: Art. 20a Rdn. 52). Verfassungssystematisch hat sich jede normative Entscheidung zugunsten des Umweltschutzes in das Gesamtsystem der verfassungsrechtlichen Schutzgüter einzufügen und entsprechende Zielgüterkonflikte nach Maßgabe der Grundsätze von der Einheit der Verfassung sowie der praktischen Konkordanz zu bestehen (SCHOLZ 2002: Art. 20a Rdn. 13; KLOEPFER 1996: 75). Die Bezugnahme auf die „verfassungsmäßige Ordnung“ unterstreicht, dass der Umweltschutz nicht ein absolutes oder primäres, sondern ein eher relatives Schutzgut darstellt, welches der Ausbalancierung und Ausgleichung mit anderen Schutzgütern unterliegt (SCHOLZ 2002: Art. 20a Rdn. 41). Dies entbindet jedoch nicht von der stets notwendigen Beachtung des sich auch aus Art. 20a GG ergebenden Vorsorgeprinzips, der Nachweltverantwortlichkeit, dem Verursacherprinzip als Kostenzurechnung und einem allgemeinen ökologischen Vorsichtsprinzip (KLOEPFER 1996: 77). Dieses Prinzip der Vorsicht im Umgang mit der Natur entspringt der empirisch belegten Erkenntnis der Grenzen unserer Fähigkeit zur durchdringenden Erkennbarkeit ökologischer Zusammenhänge und der Auswirkungen unserer Handlungen, welche zwingend einen äußerst zurückhaltenden Umgang mit der Natur und die Verhinderung irreversibler Schäden verlangt (MURSWIEK 1996a: 224). Die Funktion des Art. 20a GG besteht nicht zu letzt auch in der Verdeutlichung der fundamentalen Bedeutung des Umweltschutzes in sämtlichen Politikbereichen, insbesondere in der Verkehrs- und Wirtschaftspolitik (MURSWIEK 1996a: 223). Sämtliche Eingriffe in das

Schutzgut des Art. 20a GG sind rechtfertigungsbedürftig und folglich alle vermeidbaren Umweltbeeinträchtigungen unzulässig (MURSWIEK 1996a: 227).

Stellung innerhalb der Verfassung:

Im Spannungsfeld zu anderen kollidierenden Verfassungsgütern ist grundsätzlich von einem prinzipiellen Gleichrang auszugehen (WOLF 2002: 128; REHBINDER 2002: 658), insbesondere gegenüber anderen Staatszielen und Verfassungsvorgaben sowie auch im Konfliktfall mit subjektiven Grundrechtspositionen aus Art. 2 II, 12, 14 GG gibt es weder einen Vorrang noch eine grundsätzliche Nachordnung (CZYBULKA 2001a: 10 ff.; SCHOLZ 2002: Art. 20a Rdn. 42; C. MÜLLER 2002: 533). Zu beachten ist in diesem Zusammenhang jedoch, dass zumindest die Festschreibung des Umweltschutzes in Art. 20a GG eine Stärkung der ökologischen Interpretation der Grundrechte bewirkt und speziell die Abwägung mit Art. 14 GG der Umweltschutz als jetzt verfassungsunmittelbare Schranke eine höhere Bedeutung als bisher erlangt hat (KLOEPFER 1996: 78). Gänzlich ausgeschlossen ist nunmehr die Einräumung eines Abwägungsvorrangs, in Konfliktfällen zwischen Ökologie und Ökonomie, der grundrechtlich verankerten Investitions- und Wirtschaftsbelange gegenüber den Belangen eines wirksamen Umweltschutzes, vielmehr bedarf es eines angemessenen Ausgleichs aller Interessen (VOGEL 1994: 499). Schließlich gewährleistet die Verfassung nur ein Minimum an zulässiger Umweltverschmutzung, welches für die menschliche Existenz schlechterdings unausbleiblich ist (CZYBULKA 2001a: 11; MURSWICK 1996b: Art. 20a Rdn. 42). Dabei gilt es jedoch stets zu beachten, dass es auch zur Würde des Menschen gehört, als Teil der Natur nicht beliebig über sie zu verfügen und sie in ihrem Eigenwert zu achten (VOGEL 1994: 500; MURSWICK 1996a: 224). Der Staat hat seine Schutzpflicht zugunsten der natürlichen Lebengrundlagen nicht nur bei seinen eigenen Vorgaben zu beachten, sondern er muss sich auch bei Eingriffen Dritter („Privater“) schützend und fördernd vor Flora und Fauna mit ihren Lebensräumen stellen (WOLF 2002: 126; CZYBULKA 1999: 104). Bei der Lösung von Kollisionen der Staatszielbestimmungen kommt es auf das Gewicht und die Gewichtung der jeweiligen Prinzipien an, diesbezüglich hat die politisch-gesellschaftliche Erwartung an die ökonomische Wachstums- und Stabilitätsvorsorgeaussage des Art. 109 II GG hier für eine Schiefelage gesorgt (CZYBULKA 1999: 105). Gleichwohl wird die effiziente Inanspruchnahme von Umweltgütern zur Maximierung der gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrt nicht deren Verbrauch schlechthin untersagen können (STEINBERG 1998: 176).

Fazit: Durch die engen zwischenstaatlichen Beziehungen ist eine Orientierung des litauischen Verfassungsgebers an den bundesdeutschen Regelungen durchaus nahe liegend. Dies wird insbesondere durch die Ausführung des Umwelt- und Naturschutzes als Staatszielbestimmung verdeutlicht, wobei auch die Implementierung des Vorsorge- und Verursacherprinzips sowie die grundsätzliche Überwindung des anthropozentrischen Ansatzes als Beispiel gelten können. Die zukünftige gemeinsame Mitgliedschaft in der EU lässt eine weitere Angleichung der Regelungen erwarten. Dies wird vordergründig durch die konkretisierende Rechtsprechung des VerfG der Republik Litauen erfolgen, wobei die Vereinbarkeit von ökonomischer und ökologischer Stabilität des Landes im Vordergrund zu stehen hat.

### 3.3 Spannungsfeld zur Eigentumsgarantie

#### 3.3.1 Analyse der Art. 23 und 47 IV

Auszug aus der Verfassung der Republik Litauen (ROGGEMANN 1999: 534 f., 540 f.):

Art. 23: „Das Eigentum ist unverletzlich. Die Rechte des Eigentümers werden durch Gesetze geschützt. Eigentum darf nur in einem durch Gesetz festgelegten Verfahren für die Bedürfnisse der Gesellschaft und gegen gerechte Entschädigung entzogen werden.“

Art. 47 IV: „Zum ausschließlichen Eigentum der Republik Litauen gehören: der Erdkörper sowie die Binnengewässer, die Wälder, die Parks, die Wege und die Objekte der Geschichte, der Archäologie und der Kultur, die für den Staat von Bedeutung sind.“

Der eher selten auftretenden Bezugnahmen auf den Bereich des Umwelt- und Naturschutzes, steht eine große Zahl an Entscheidungen zur Eigentumsgarantie durch das VerfG gegenüber. Die Frage der Überprüfung und Rückgängigmachung der Enteignungen in der Sowjetzeit und die Umgestaltung der Eigentumsordnung, insbesondere Fragen der Reprivatisierung und Privatisierung, stellen bei den Entscheidungen des VerfG den Hauptanteil. Dies ist sowohl vor dem Hintergrund des großen Investitionsbedarfs im Wohnungsbereich als auch in der Wirtschaft allgemein verständlich. Er setzt jedoch geklärte Eigentumsverhältnisse voraus, zumal die Beseitigung der Ungerechtigkeiten aus der Zeit vor der Unabhängigkeit für den Aufbau eines neuen Staatsverständnisses unabdingbar ist (RAVLUŠEVIČIUS 2001: 70 ff.). Die Welle von Eigentumsstreitigkeiten, welche die Gerichte gerade in osteuropäischen Staaten im Zuge des Übergangs von der Staatswirtschaft zur Marktwirtschaft überflutet, kann auch nicht in Litauen vermieden werden (ROGGEMANN 1998: 302). Die Auswirkungen der Folgen der Privatisierung reichen über umfassende Produktionseinbrüche, Betriebsschließungen, Verfall staatlicher Ordnungsgewalt, Arbeitslosigkeit und infolge davon sprunghaftes Ansteigen der Kriminalität, bis hin zu deren organisierter Durchführung, und stellen damit eine große Herausforderung für die Justiz dar (ROGGEMANN 1998: 303).

Dem entgegenwirkend bestätigt das VerfG in der Entscheidung vom 1.06.1998 das Prinzip der grundsätzlichen Unverletzlichkeit des Eigentums aus Art 23 I (VERFASSUNGSGERICHT 1998a). Der Eigentümer hat das ausschließliche Recht auf den Besitz, die Nutzung und die Verwaltung seines Eigentums gegenüber anderen natürlichen und juristischen Personen, insbesondere dem Staat. Die dem Art. 23 II zu Grunde liegende Aufgabe des Staates, ist bei der Gesetzgebung zu beachten. Die Ausübung der Eigentumsrechte ist jedoch nicht schrankenlos. Die Verfassung und die anerkannten Prinzipien des Völkerrechts schließen die Möglichkeit nicht aus, gesetzliche Schranken für den Besitz, die Nutzung und die Verwaltung des Eigentums vorzusehen. Dabei muss der Kerngehalt der Eigentumsgarantie bestehen bleiben. Weiter heißt es, dass bei der Auslegung von Art. 23 auf Art. 28 Rücksicht zu nehmen sei, der festlegt, dass bei der Durchsetzung der Rechte und Freiheiten des Menschen die Verfassung und die Gesetze beachtet werden müssen und die Rechte und Freiheiten anderer Menschen nicht verletzt werden dürfen. Demzufolge haben Eigentümer auch die öffentlichen Interessen zu achten. Im konkreten Fall vertrat der

Antragssteller die Auffassung, dass der Eigentümer, der seinen Wald entgegen den gesetzlichen Bestimmungen abholzt, lediglich eine Selbstschädigung vornimmt und deswegen auch nicht zum Ersatz des Schadens verpflichtet sei.

Demgegenüber beurteilte das VerfG die unrechtmäßige Abholzung als Schaden für die Umwelt und bejahte die Ersatzpflichtigkeit des Verhaltens des Antragstellers (VERFASSUNGSGERICHT 1998a). Somit besteht für die zuständigen Behörden das Recht, einen Schadensersatz zu verlangen (MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1997: 114 f.).

In seiner Entscheidung vom 13.12.1993 (VERFASSUNGSGERICHT 1993) vertrat das VerfG die Auffassung, dass die Eigentumsrechte gesetzlich beschränkt werden können, in Bezug auf die Eigenschaften des Eigentums (z. B. Waffen, Drogen und andere), wegen des öffentlichen Interesses (ökologische Probleme und andere) und wegen der vom Eigentümer durchgeführten Tätigkeiten (VERFASSUNGSGERICHT 1997; VERFASSUNGSGERICHT 1998b). Die Beschränkungen des Eigentumsrechts können sich auch aus den völkerrechtlichen Verträgen ergeben, da die ratifizierten völkerrechtlichen Verträge gemäß Art. 138 III Bestandteil des litauischen Rechtssystems sind. Das Eigentumsrecht ist eines der wichtigsten Grundrechte, betont das VerfG in ständiger Rechtsprechung. Eine Enteignung ist nur zulässig, wenn die öffentlichen Bedürfnisse überwiegen, ein Gesetz als formale Grundlage existiert (VERFASSUNGSGERICHT 1994), die Beschränkung in der demokratischen Gesellschaft notwendig ist, also dem Schutz der Rechte und Freiheiten anderer Menschen, der in der Verfassung festgelegten Schutzgüter und/oder der verfassungsrechtlich wichtigen Ziele dient und das Verhältnismäßigkeitsprinzip beachtet wurde (VERFASSUNGSGERICHT 2002c). Bei der Suche nach der Antwort auf die Frage, ob eine konkrete Beschränkung in der demokratischen Gesellschaft unbedingt notwendig ist, muss man Ziel und Zweck der Beschränkung klären und feststellen, ob die Mittel im Verhältnis zum rechtmäßigen Ziel stehen (VERFASSUNGSGERICHT 1997). Eine unzulässige Einschränkung des Kernbereichs der Eigentumsgarantie liegt vor, wenn die Ausübung vollkommen unmöglich ist, wenn die Grenzen der Verhältnismäßigkeit überschritten werden oder wenn der Schutz des Rechts nicht wirksam gewährleistet wird. In diesen Fällen ist das Wesen des Rechts verletzt, was mit der vollkommenen Aufgabe des Rechts gleichzusetzen ist (VERFASSUNGSGERICHT 1996a; VERFASSUNGSGERICHT 2000).

Fazit: Der Umweltschutz stellt ein öffentliches Interesse dar, welches die Einschränkung des Eigentums legitimieren kann. Dabei gilt es das Verhältnismäßigkeitsprinzip zu beachten.

### 3.3.2 Vergleich zur bundesdeutschen Regelung des Art. 14 GG

Bei der Inhaltsbestimmung des Eigentums nach Art. 14 I 2 GG kann der Umweltschutz als Rechtswert mit Verfassungsrang zur Geltung gebracht werden (SOMMERMANN 2001: Art. 20a Rdn. 35; CZYBULKA 2002: 102 ff.). Das Natur- und Landschaftsschutzrecht stellt grundsätzlich eine zulässige Inhalts- und Schrankenbestimmung hinsichtlich des Grundeigentums dar (BRYDE 2000: Art. 14 Rdn. 66), welche zu Dauerbeschränkungen der Bodennutzung führen können (PAPIER 2002: Art. 14 Rdn. 422). Die materiellen Voraussetzungen einer Inhalts- und Schrankenbestimmung ergeben sich aus dem unlöslichen Zusammenhang in dem

die Bestandsgarantie des Art. 14 I 1 GG, der Regelungsauftrag des Art. 14 I 2 GG und die Sozialpflichtigkeit des Eigentums nach Art. 14 II GG stehen (WIELAND 1996: Art. 14 Rdn. 79). Das in Art. 14 II, III GG angesprochene Wohl der Allgemeinheit kann die Sozialpflichtigkeit des Eigentums auf eine Umwelt- und Ökologiepflichtigkeit ausdehnen, die jedoch einer Konkretisierung durch den Gesetzgeber bedarf (SOMMERMANN 2001: Art. 20a Rdn. 35). Sie verpflichtet den Gesetzgeber, sich bei der Inhalts- und Schrankenbestimmung am Wohl der Allgemeinheit zu orientieren, das nicht nur Grund, sondern auch Grenze der Beschränkung des Eigentums ist (WIELAND 1996: Art. 14 Rdn. 79). Übermäßige Belastungen können nach den Grundsätzen der ausgleichspflichtigen Inhaltsbestimmungen Ansprüche auf Entschädigung auslösen (BRYDE 2000: Art. 14 Rdn. 66). Die vollziehende Gewalt muss bei der Berücksichtigung der Umweltbelange die Wertung des Gesetzgebers zugrunde legen und dabei im Lichte der Verfassung die Grundentscheidung zugunsten des Schutzes der natürlichen Lebensgrundlagen beachten (SOMMERMANN 2001: Art. 20a Rdn. 35). Art. 14 GG ist kein Hindernis für eine wirksame staatliche Umweltschutzpolitik, vielmehr ist die Zulässigkeit von Bestimmungen, welche die Umweltbelastung durch Nutzung des Eigentums beschränken oder verbieten, angesichts der Sozialbindung des Eigentums aber auch durch die Gefährdung benachbarter Grundstücke sowie durch Art. 20a GG evident (BRYDE 2000: Art. 14 Rdn. 66; CZYBULKA 2002: 107 f.). Die Verfassung gewährleistet ein sozial gebundenes Privateigentum, dass ein ausgewogenes Verhältnis zwischen den Belangen der Gemeinschaft und den Individualinteressen des Eigentümers voraussetzt (WIELAND 1996: Art. 14 Rdn. 79). Das Eigentum berechtigt nicht von Verfassung wegen zu einer die Umwelt belastenden Nutzung, sondern ist auf die Berücksichtigung der Interessen des Eigentümers innerhalb der gebotenen Abwägung reduziert (BRYDE 2000: Art. 14 Rdn. 66). Da Grund und Boden unvermehrbar und unentbehrlich sind, darf seine Nutzung nicht dem unübersehbaren Spiel der Kräfte und dem Belieben des Einzelnen vollständig überlassen werden, vielmehr müssen die Interessen der Allgemeinheit beim Boden in weit stärkerem Maße zur Geltung kommen als bei anderen Vermögensgütern (WIELAND 1996: Art. 14 Rdn. 80). Umgekehrt spricht viel dafür, dass der Staat für Schäden am Eigentum infolge von genehmigten Emissionen aufzukommen hat (BRYDE 2000: Art. 14 Rdn. 66). Ein ähnlicher Gesichtspunkt stellt die Situationsgebundenheit (CZYBULKA 2002: 105 ff.) des Eigentums dar, dabei wird geprüft, ob ein als Leitbild gedachter einsichtiger und vernünftiger Eigentümer, der auch das Gemeinwohl beachtet, von sich aus mit Blick auf die Lage und die Umweltverhältnisse seines Grundstücks von bestimmten Formen der Nutzung absehen würde (WIELAND 1996: Art. 14 Rdn. 80). Im Falle der Unterschützstellung einzelner Landschaftsteile nach Maßgabe des Natur- und Landschaftsschutzes ist der spezifische soziale Bezug des Grundeigentums in Rechnung zu stellen, welches zu Zwecken des Natur- und Landschaftsschutzes in Anspruch genommen wird (PAPIER 2002: Art. 14 Rdn. 427). Diese Beanspruchung des Grundstücks kann sich dann durch die Einbeziehung von Art. 20a GG als sogenannte „ökologische Inhaltsprägung“ zu einer faktischen Besonderheit herausbilden (CZYBULKA 2002: 104 ff.). Die Befugnis des Gesetzgebers zur Inhalts- und Schrankenbestimmung reicht umso weiter, je mehr das Eigentumsobjekt in einem sozialen Bezug und einer sozialen Funktion steht (WIELAND 1996: Art. 14 Rdn. 81). Dies führt dazu, dass bei Grundstücken, welche die Voraussetzungen für ein Naturschutzgebiet oder des Landschaftsschutzes erfüllen,

die daraus resultierenden Nutzungsbeschränkungen aus Gründen des Natur- und Landschaftsschutzes lediglich Ausdruck ihrer Sozialgebundenheit, genauer der Situationsgebundenheit als eine „ökologische Inhaltsprägung“, und daher entschädigungslos zulässig sind (PAPIER 2002: Art. 14 Rdn. 426; CZYBULKA 2002: 107 ff.). Die Sozialbindung verpflichtet den Eigentümer den Gebrauch so zu gestalten, dass er zugleich auch dem Wohl der Allgemeinheit dient (WIELAND 1996: Art. 14 Rdn. 81). Art. 20a GG kann sowohl eine Verstärkung als auch eine Beschränkung der Grundrechte bewirken und Gesetze, die das Umweltstaatsprinzip konkretisieren, können mit dem Gewicht der in Art. 20a GG geschützten Umweltbelange die Einschränkung von Freiheitsgrundrechten legitimieren und namentlich Beschränkungen nach Art. 14 I 2, II, 12 I, 2 I GG verursachen (SCHULZE-FIELITZ 1998: Art. 20a Rdn. 73). Der Schutz der Natur stellt eine Gemeinwohlaufgabe von hohem Rang dar, die einschränkende Regelungen im Sinne von Art. 14 I 2 GG rechtfertigt und somit Nutzungsbeschränkungen zum Zwecke des Natur- und Landschaftsschutzes durch die Sozialpflichtigkeit des Grundeigentums nach Art. 14 II im Grundsatz legitimiert und limitiert (PAPIER 2002: Art. 14 Rdn. 422 und 423).

Fazit: Die grundsätzliche Einschränkung der Eigentumsgarantie durch den Umwelt- und Naturschutz unter Beachtung des Prinzips der Verhältnismäßigkeit kann als Gemeinsamkeit zur litauischen Rechtsordnung herausgestellt werden. Die darüber hinaus bestehenden konkreten Ausprägungen müssen durch das litauische VerfG bei der Lösung von Einzelfällen erst herausgearbeitet werden. Als Orientierung können die bundesdeutschen Regelungen durchaus hilfreich sein, wenn dabei die unterschiedliche Ausgangssituation und die Erfordernisse bezüglich der ökonomischen und ökologischen Entwicklung ihre angemessene Beachtung finden. In diesem Sinne bleibt auch hier die zukünftige Entwicklung der Rechtsprechung des VerfG der Republik Litauen abzuwarten.

### **3.4 Spannungsfeld zur Freiheit der wirtschaftlichen Tätigkeit**

Auszug aus der Verfassung der Republik Litauen (ROGGEMANN 1999: 540):

Art. 46: „Die Wirtschaft Litauens ist gegründet auf das Recht des Privateigentums und die Freiheit und die Initiative der Person bei der Wirtschaftstätigkeit. Der Staat fördert gemeinnützige Bemühungen und Initiativen in der Wirtschaft. Der Staat regelt die Wirtschaftstätigkeit so, dass sie dem gemeinsamen Wohl des Volkes dient. Durch Gesetz wird die Monopolisierung der Erzeugung oder des Marktes verboten und die Freiheit des lautereren Wettbewerbs gewährleistet. Der Staat schützt die Interessen der Verbraucher.“

Der Begriff der Freiheit und Initiative der Wirtschaftstätigkeit ist relativ unbestimmt. Er umfasst das Recht, frei die Tätigkeit auszuwählen und Verträge abzuschließen, den Schutz vor unlauterem Wettbewerb und die Gleichberechtigung der Wirtschaftssubjekte. Die Freiheit und Initiative der Wirtschaftstätigkeit sind die Gesamtheit der rechtlichen Möglichkeiten, die für die Personen die Grundlage bildet, frei die Entscheidungen für ihre Wirtschaftstätigkeit zu treffen (VERFASSUNGSGERICHT 1996a). Die Freiheit der Wirtschaftstätigkeit ist nicht absolut. Bei ihrer Durchführung werden die öffentlichen Interessen berührt, deswegen regelt der Staat die

Wirtschaftstätigkeit. In der Bestimmung des Art. 46 „der Staat regelt die Wirtschaftstätigkeit so, dass sie dem Gemeinwohl des Volkes dient“ ist die Richtung, Ausgestaltung und Grenze der Regulierung der Wirtschaftstätigkeit festgeschrieben (MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1996: 112). Das Gemeinwohl spiegelt grundsätzlich den Verbrauch der materiellen Güter. Aber das Gemeinwohl des Volkes sollte nicht nur auf die materiellen Bedürfnisse des Individuums ausgelegt werden. Das Gemeinwohl des Volkes kann an der Sozialentwicklung des Volkes oder auch an der Möglichkeit des Menschen zur Selbstverwirklichung gemessen werden. Der Inhalt des Begriffs „Gemeinwohl des Volkes“ wird in jedem konkreten Fall mit Rücksicht auf die ökonomischen, sozialen und anderen Faktoren bestimmt (VERFASSUNGSGERICHT 1999).

In der Verfassung ist das Prinzip der Vereinbarkeit der Interessen der Bürger und der Gemeinschaft festgelegt, welches auch bei der Regulierung der Wirtschaftstätigkeit zu beachten ist (VERFASSUNGSGERICHT 1999). Im Zusammenhang mit der Regulierung der Wirtschaftstätigkeit darf der Staat die Prinzipien des unlauteren Wettbewerbs, der Gleichberechtigung der Wirtschaftssubjekte und andere verfassungsrechtliche Prinzipien nicht verletzen (VERFASSUNGSGERICHT 2002a; VERFASSUNGSGERICHT 2002b). Das Eigentumsrecht ist die grundlegende (unbedingte) Voraussetzung für eine Durchsetzung der Freiheit der Wirtschaftstätigkeit. Bei der Beschränkung des Eigentumsrechts wird die Freiheit der Wirtschaftstätigkeit gleichsam mitbeschränkt (VERFASSUNGSGERICHT 2002a).

Fazit: Der Staat regelt die Wirtschaftstätigkeit so, dass sie dem Gemeinwohl des Volkes dient. Ob eine Maßnahme des Staates, welche die Wirtschaftstätigkeit beschränkt, dem Gemeinwohl des Volkes dient, entscheidet man in jedem konkreten Fall mit Rücksicht auf die ökonomischen, sozialen und anderen Faktoren. So ein Faktor kann auch die negative Auswirkung auf die Umwelt oder auf den Umwelt- und Naturschutz selbst sein. Ein Ausgleich der kollidierenden Interessen von Wirtschaftswachstum, Eigentumsgarantie sowie Umwelt- und Naturschutz hat im Wege des Ausgleichs und der größtmöglichen Entfaltung jedes Teilzieles, im Zuge der praktischen Konkordanz zu erfolgen.

## **4 Die ökonomischen Steuerungsinstrumente**

### **4.1 Umwelt- und Naturschutz zwischen Politik und Ökonomie**

Die Litauer haben ein sehr enges und mystisches Verhältnis zur Natur (PIANI 1992: 28). Dies resultiert nicht zu letzt aus dem Erbe der heidnischen Traditionen, denn die Litauer sind als eines der letzten Völker Europas, erst zwischen dem 11. und 13. Jahrhundert vom deutschen Ritterorden, christianisiert worden (HELLMANN 1990: 17). Die Überreste der alten Riten, wie etwa die Verehrung von Bäumen, haben sich bis heute überliefert und sind mit der Unabhängigkeit wieder verstärkt in Erinnerung gerufen worden (PIANI 1992: 28). Bereits weit vor dem Austritt aus der Union der Sozialistischen Sowjetrepubliken (UdSSR) am 11. März 1990 gab es bereits Großdemonstrationen, auf denen neben der Kritik der Umweltpolitik auch die Unabhängigkeit eine, wenn auch noch verdeckte, Forderung war (U. MÜLLER 2002: 108; PIANI 1992: 29). Am 17. September 1988 fand die erste Großdemonstration mit

50000 Teilnehmern rund um das Atomkraftwerk Ignalina, welches in einem der schönsten Naturgebiete Litauens liegt, statt (PIANI 1992: 29 ff.). Die Umweltproteste wurden dort erstmalig zum Katalysator der Nationalbewegung, die sich noch nicht offen mit ihren Forderungen hervortraute und sich zunächst unter die Ökologiebewegung mischte. Diese wiederum stand den Nationalisten wohlwollend gegenüber, auch weil die koloniale Abhängigkeit von Moskau das vordringlichste Umweltproblem darstellte. Die meisten Umweltschützer waren der Ansicht, dass die ökologischen Probleme leicht gelöst werden können, wenn nur die Planer in Moskau entmachtet und Litauen unabhängig wäre (PIANI 1992: 30).

Im Anschluss an die Unabhängigkeitserklärung verhängte Moskau eine Wirtschaftsblockade und die Stimmung gegen die Versorgung mit Atomstrom schlug um. Nun war das zuvor verhasste Atomkraftwerk in Ignalina der Garant für eine mögliche ökonomische Selbstständigkeit (PIANI 1992: 32). Mit der Erlangung der Unabhängigkeit wird kein Preis als zu hoch erachtet, der von der Umwelt zu erbringen ist, somit kommt die Unabhängigkeit jetzt weit vor dem Umweltschutz (PIANI 1992: 33). Die wichtige Rolle der Umweltbewegung innerhalb des Kampfes um die Unabhängigkeit war der Schaffung einer ersten Ausdrucksmöglichkeit nach fünfzig Jahren Stille geschuldet. Da es jetzt andere Ventile für sozialen Druck gibt, hat die grüne Bewegung deutlich an Popularität eingebüßt (PIANI 1992: 36).

Als die Hauptpunkte des wirtschaftlichen Reformprogramms werden heute genannt: die Bekämpfung der Inflation, die umfassende Liberalisierung der Wirtschaft, die Bekämpfung von bürokratischen Hindernissen und die rasche Privatisierung des Eigentums (RUDALEVIČIUS 1994: 302). In diesem Zusammenhang kann die Implementierung ökonomischer Instrumente des Umweltschutzes als positiv bewertet werden (GNEVECKOW 1993: 382). Eines der Hauptmittel der ökonomischen Regelung für den Umweltschutz sind die Steuern für die Nutzung von Naturressourcen und für die Verschmutzung der Umwelt (MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1998: 158). Allerdings sind aufgrund der schwierigen wirtschaftlichen Situation die Verursacher der Verschmutzungen oftmals nicht in der Lage, die entstehenden Umweltabgaben zu tragen (VAIČIŪNAITĖ 1998: 251). Diesbezüglich notwendige Reformen sollten darauf abzielen, die Finanzierung des Umweltschutzes auf eine breitere Grundlage zu stellen und möglichst viele gesellschaftliche Gruppen mit einzubeziehen z. B. durch die Gründung eines Umweltinvestitionsfonds (MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1998: 158).

Die Bedrohung der Landschaft erfolgt vor allem durch die Verschmutzung des Oberflächen- und Grundwassers, durch Bodenerosion, Düngemittel- und Pestizideinsatz sowie durch die Entwässerung weiter Teile des Landes (METERA 2001: 36 ff.). Beispielhaft für die Situation ist Kaunas, die zweitgrößte Stadt des Landes (430000 Einwohner), zu nennen, welche erst jetzt eine mechanische Kläranlage erhält (PIANI 1992: 29 und 31; GASIUNAS et al. 1995: 1 ff.). Die Eutrophierung der Seen, des Kurischen Haffs (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2001: 5 ff.; SCHLUNGBAUM et al. 2001: 63 ff.; SCHLUNGBAUM & VOIGT 2001: 5 ff.) und der Ostsee ist die Folge von fehlenden Kläranlagen und dem übermäßigen Gebrauch von Nährstoffdünger in der Landwirtschaft (OLENINA & OLENIN 2002: 151 ff.). Nur 25 % der eingeleiteten Abwässer werden ausreichend gereinigt, beinahe 50 % werden als ungenügend gereinigt eingestuft und 20 % werden ohne jede Klärung in die Vorfluter eingeleitet (VAIČIŪNAITĖ 1998: 241 ff.). Ein großer Teil des Kurischen Haffes

(SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2001: 5 ff.; SCHLUNGBAUM et al. 2001: 63 ff.; SCHLUNGBAUM & VOIGT 2001: 5 ff.) und der Küstengewässer der Ostsee sind mit organischen Substanzen stark belastet. Sauerstoffmangel tritt insbesondere in der Zeit der Algenblüte auf und führt zum Massensterben bei Fischen (VAIČIŪNAITĖ 1998: 241). Landwirtschaftliche und kommunale Abwässer verursachen darüber hinaus eine bakterielle Verschmutzung, wodurch das Kurische Haff seit längerer Zeit zum Baden ungeeignet ist (SCHLUNGBAUM et al. 2001: 63 ff.; VAIČIŪNAITĖ 1998: 241). In Sommern mit geringer Windbewegung werden die Abwässer der Flüsse mit der Strömung nach Norden in Richtung Palanga geleitet und gefährden dort die Strände (U. MÜLLER 2002: 105). An warmen Sommertagen kann es dadurch zur Überschreitung der zulässigen Grenzwerte und zur Sperrung für den Badebetrieb kommen (EIONET-REPORT 2002; VAIČIŪNAITĖ 1998: 241 ff.). Hinzu kommt noch die Auswirkung die der Bau des neuen Off-Shore-Ölterminals in etwa 5 km Entfernung vom Ostseestrand haben wird (OLENINA & OLENIN 2002: 150 f.). Eine neue 95 km lange Pipeline soll die Schwimmkais inmitten der Ostsee beliefern (U. MÜLLER 2002: 105; VAIČIŪNAITĖ 1998: 248 ff.; PIANI 1992: 34 f.). Ein weiteres Konfliktfeld tut sich mit dem Bau der Schnellstraße Via Baltica mit bis zu je vier Fahrstreifen in der Endausbaustufe parallel zum Küstenverlauf auf (VAIČIŪNAITĖ 1998: 249 ff.).

Flusskanalisierung, Abholzen von Feldgehölzen und Wäldern sowie die Trockenlegung der Moore änderten die Wasserverhältnisse und führten zu Bodenerosion, Veränderungen der Landschaft und zum Durchschneiden der ökologischen Korridore (METERA 2001: 36 ff.). Dadurch wurden unter anderem 3 Mio. ha bzw. 80 % der Feuchtbiotope des Landes trockengelegt und damit unwiederbringlich zerstört (VAIČIŪNAITĖ 1998: 246). Durch intensives Mähen und Beweiden sank die Zahl der Vögel und die Artenvielfalt der Wiesen verarmte (METERA 2001: 36 ff.). Die Entwicklung des ländlichen Raumes bietet aber bei konsequenter Umsetzung des europäischen Naturschutzsystems Natura 2000 neue Betätigungsfelder, wie die Landschaftspflege, für die zahlreichen kleinbäuerlichen Betriebe, da die traditionelle Landschaft und damit die noch bestehende Biodiversität nur durch Erhaltung der traditionellen Anbaumethoden bestehen bleibt (METERA 2001: 36 ff.).

Durch eine intensive Gesetzgebungstätigkeit ist es in vielen Bereichen gelungen, die formalen Voraussetzungen für eine Aufnahme in die EU zu erfüllen. Die moderne Struktur mit nahezu westlichem Standard bleibt in der Praxis jedoch oft nur Fassade (PYSZ 1999: 343). Im alltäglichen Umgang funktioniert vieles noch nicht in der vorgesehenen Weise und bis zu einer pluralistischen Gesellschaft nach westlichem Vorbild muss noch ein langer und komplizierter Weg beschritten werden (ARMBRÜSTER 1998: 47). Die Entkoppelung der Abhängigkeit vom großen Nachbarn Russland stellt dabei eine große Herausforderung dar. Vor diesem Hintergrund, ist die Problematik um den Standort des Atomkraftwerkes, dem Ausbau der Erdölraffinerie in Mazeikia und des Ölterminals in Klaipeda zu betrachten (LINDNER 2000: 50 ff.). Um die Abhängigkeit vom russischen Erdöl zu verringern, hat man sich entschieden, dass Öl auf dem Seeweg aus Skandinavien zu importieren. Zusätzlich haben neue Forschungen ergeben, dass die Ölvorräte Litauens vor der Küste viel größer sind als erwartet (VAIČIŪNAITĖ 1998: 248; OLENINA & OLENIN 2002: 149 ff.). Die Pläne zur Umverteilung der Ölimporte auch in Richtung Westen haben in litauischen Regierungskreisen hohe Priorität. Wenn die Pläne realisiert werden können, dann

wird Litauen ein großer Umschlagplatz von Rohöl und Ölprodukten zwischen dem Westen und Russland (PIANI 1992: 34 f.). Damit werden praktisch für die Zukunft Gefährdungen für die gesamte Küstenregion Litauens und bei ungünstigen Windbedingungen auch für die lettische Küste in Kauf genommen (VAIČIŪNAITĖ 1998: 248 ff.; PIANI 1992: 34 f.).

## 4.2 Das Gesetz über die Besteuerung der Umweltverschmutzung

Die ökonomischen Steuerungsinstrumente des Umwelt- und Naturschutzes sind bereits mehrfach erwähnt worden und sollen nachfolgend in die Diskussion eingeführt werden. Dabei erfolgt die Festlegung der grundlegenden Begriffe und Regelungen des litauischen Steuerrechts im Steuerverwaltungsgesetz<sup>14</sup>, welches neben den Rechten und Pflichten der Steuerpflichtigen und der Steuerverwaltung sowie des Verfahrens zur Berechnung und zur Abführung der Steuer auch alle Steuerarten in Litauen in Art. 5 aufzählt (BOOCHS & KRZEËCKOVSKIS 2003: 23). Darunter fallen die für den Umwelt- und Naturschutz relevanten folgenden Steuerarten: die Bodensteuer, die Steuer auf Öl- und Gasvorräte, die Steuer auf die Pacht von Wasservorräten des staatlichen Bodens und des staatlichen Wasserfonds, die Umweltverschmutzungssteuer sowie die Steuer auf staatliche Naturvorräte (BOOCHS & KRZEËCKOVSKIS 2003: 23). Für den Umwelt- und Naturschutz im engeren Sinne kommen insbesondere die beiden letztgenannten Steuern in Frage, welche im Anschluss näher vorgestellt werden sollen. Den Anfang macht dabei das Gesetz über die Besteuerung der Umweltverschmutzung<sup>15</sup> (*Mokesčių už aplinkos teršimą įstatymas*), bevor auf die Besteuerung der Naturgüter einzugehen ist. Das Gesetz gliedert sich in insgesamt 12 Artikel<sup>16</sup> und 6 Anlagen.

### 4.2.1 Die Regelungen im Überblick

Der Zweck des Gesetzes ist, die Verursacher durch ökonomische Instrumente zur Reduzierung der Umweltverschmutzung, zur Durchführung der Abfallprävention und zur Einhaltung der Emissionswerte zu bringen sowie durch die Erhebung der Steuer Geldmittel zur Umsetzung der Umweltschutzmaßnahmen zu sammeln (Art. 1 II). Nach der obligatorischen Begriffsbestimmung in Art. 2 erfolgt in Art. 3 die Zusammenstellung der Besteuerungsobjekte. Dazu zählen die in die Umwelt ausgestoßenen, auf den Menschen und die Umwelt schädlich einwirkenden physikalischen, biologischen und chemischen Verunreinigungsstoffe sowie die in Anlage 3 genannten Produkte, wie Quecksilberdampflampen, Akkumulatoren, Reifen und die in Anlage 4 aufgeführten gefüllten Verpackungen, wie Glas, Plastik, Metall, Papier und Pappe. Als Steuerzahler werden in Art. 4 natürliche und juristische

---

<sup>14</sup> Valstybės Žinios (litauisches Gesetzblatt) vom 28.06.1995 Nr. 61 Pos. 1525, in der Fassung vom 17.02.2000 Nr. VIII-1559

<sup>15</sup> Valstybės Žinios (litauisches Gesetzblatt) vom 02.04.1991 Nr. 12 Pos. 309, in der Fassung vom 22.01.2002; vgl. auch im Internet unter [www.lrs.lt](http://www.lrs.lt) – auf der Parlamentsseite die jeweils neueste Fassung der Gesetze

<sup>16</sup> alle nachfolgenden Artikel beziehen sich auf das Gesetz über die Besteuerung der Umweltverschmutzung

Personen benannt, die aus stationären Quellen die Umwelt verschmutzen und über die Erlaubnis zur Naturgüternutzung mit den angegebenen Emissionsgrenzwerten verfügen. Dies gilt ebenso für die Betreiber mobiler Verschmutzungsquellen, wenn sie diese für eine wirtschaftlich kommerzielle Tätigkeit einsetzen (Art. 4 II) sowie für die Hersteller und Importeure von Produkt- und Verpackungsabfällen (Art. 4 III). Auf die Ausnahmen und Steuervergünstigungen in Art. 5 wird im Anschluss noch näher einzugehen sein. Die Höhe der Besteuerung richtet sich nach der Umweltschädlichkeit der einzelnen Stoffe, welche jedoch eine genaue Kenntnis derselbigen voraussetzt, die wiederum nur durch ein dauerndes Umweltmonitoring mit ausreichender Wahrscheinlichkeit bestimmt werden kann (Art. 6 I). Dies hat unter anderem zur Folge, dass für Stoffe mit unbekannter Wirkung keine endgültigen Grenzwerte festgelegt werden können und folglich eine Pauschalbesteuerung erfolgen muss, die hier um den Faktor 1,2 gegenüber vergleichbaren Verschmutzungsquellen erhöht wird (Art. 6 II). Im Wesentlichen wird bezüglich der Steuersätze auf die Anlagen des Gesetzes verwiesen, auf die noch genauer einzugehen sein wird. Die Anpassung der Steuersätze orientiert sich an einem Waren- und Dienstleistungsindex (Art. 6 IX). Die Grundlage der Berechnung ist die Angabe der verunreinigenden Stoffe und deren Menge durch die Steuerzahler selbst (Art. 8 I). Das Umweltministerium kontrolliert die Angaben, berechnet die Steuer und legt bei Verstößen die entsprechenden Strafen fest (Art. 9 I).

#### 4.2.2 Die Steuervergünstigungen

Eine Steuerbefreiung erhalten diejenigen Betreiber einer stationären Verschmutzungsquelle, welche die Grenzwerte der zulässigen Belastung um mindestens 10 % unterbieten, jedoch für höchstens 3 Jahre (Art. 5 I). Dadurch soll ein Anreiz zur Verwendung umweltschonender Technologien gegeben werden. Weiterhin befreit sind die Inhaber von Transportmitteln mit einem Abgasneutralisationssystem und davon unabhängig Personen, die ihre Transportmittel zu landwirtschaftlichen Zwecken nutzen, wobei die Gesamteinnahme dieser Personen zu mindest 50 % aus der landwirtschaftlichen Tätigkeit gedeckt sein muss (Art. 5 III Nr. 1 und 2). Weiterhin befreit sind Berufskraftfahrer mit einer entsprechenden Genehmigung und die Verwender von Biokraftstoffen (Art. 5 III Nr. 3 und 4). Somit erfolgt die Gewährung von Steuererleichterungen zum einen zur Unterstützung der Verwendung moderner Technologie, andererseits jedoch auch zur Subvention bestimmter wirtschaftlicher Tätigkeiten, welche mit veralteter Technik weiter die Umwelt schädigen können, ohne mit der Steuer wenigstens einen Teil des Schadens auszugleichen. Folglich ist die Einhaltung des Gesetzeszwecks in diesen Fällen nicht gegeben.

#### 4.2.3 Die Kontrolle der Steuerzahlungen

Wie schon ausgeführt, steht dem Umweltministerium die Kontrolle der Steuerformalien zu. Bei einer Verweigerung der Angabe der verunreinigenden Stoffe wird eine Berechnung auf der Grundlage von Durchschnittswerten vorgenommen (Art. 9 II). Bei falschen Angaben erfolgt die Verwendung erhöhter Steuersätze (Art. 9 III, IV), welches eine abschreckende Wirkung haben soll, aber auch zur bewussten

Ausnutzung dieser Möglichkeit zur Überschreitung der festgelegten Grenzwerte führen kann. Dadurch drängt sich der Verdacht auf, dass der in Art. 1 benannte Gesetzeszweck auf seine zweite Bedeutung zur Erhebung von Geldmitteln begrenzt werden soll. Jedenfalls ist aus dem Gesetz die Tendenz zur stärkeren Berücksichtigung der finanziellen Wirkung für den staatlichen Haushalt herauszulesen.

#### 4.2.4 Die Steuerverteilung

Die Steuer für die Umweltverschmutzung, mit Ausnahme der Produkt- und Verpackungssteuer, fließt zu 30 % in den Staatshaushalt, mit der weiteren Verwendung im Umweltinvestitionsfond, und zu 70 % in die kommunalen Naturschutzfonds, auf deren Gebiet sich die Verschmutzungsquellen befinden (Art. 10 I). Dadurch können die Mittel vor Ort zum Ausgleich der Schäden, durch die Förderung von Naturschutzprojekten, verwendet werden. Die Einnahmen aus der Produkt- und Verpackungssteuer kommen, wie auch sämtliche Mittel aus den erhöhten Zahlungen wegen falscher Angaben, direkt in den Staatshaushalt und werden dort für diverse Umweltschutzziele verwendet (Art. 10 II, III). Dabei ist der Zweck des Gesetzes aus Art. 1 im Falle des Ausbleibens jeglicher Steuerzahlungen, wegen der Unterbietung der Grenzwerte oder des Verzichts auf sämtliche schädlichen Nutzungen, erfüllt. Auch der zweite Teilzweck, die Beschaffung von Geldmitteln zur Umsetzung von Schutzmaßnahmen wäre indirekt erfüllt, da mit dem Absinken der Belastung auch der Umfang der Schutzmaßnahmen und folglich auch der Bedarf der finanziellen Mittel sinken müsste. Dem steht jedoch die Tendenz des Gesetzes zur verstärkten Ausrichtung auf die Einnahme von Steuermitteln entgegen, zumal aus den Einnahmen wohl kaum die entstehenden Schäden auszugleichen wären, wie aus der Höhe der Steuersätze in den Anlagen zum Gesetz ersichtlich wird. Ein wirksames ökonomisches Instrument zur Steuerung der Umweltverschmutzung ist dieses Gesetz daher nur in begrenztem Umfang. Jedoch können die Anreize zur Anwendung neuer umweltschonender Technologie durch die Steuersubventionen als durchweg positiv bewertet werden.

#### 4.2.5 Die Eutrophierung

Auf die ausführliche Behandlung der Eutrophierung des Kurischen Haffs und anderer Gewässer kann an dieser Stelle zurückgekommen werden. In Anlage 1 und 2, für Belastungen aus stationären Quellen, ist die Besteuerung von Phosphor und Stickstoff ausdrücklich aufgeführt. Damit wird dem Problem der Eutrophierung die ihm gebührende Aufmerksamkeit zuteil. Auch die Ausnahmeregelung für die Landwirtschaft, als Hauptverursacher, in Art. 5 III Nr. 2 bezieht sich nicht auf die Nährstoffeinträge, sondern lediglich auf die Befreiung der Transportmittel zur landwirtschaftlichen Tätigkeit. Zudem kann der technologische Anreiz der Steuererleichterung dem Aufbau eines modernen, geschlossenen Stoffkreislaufs, durch den Bau neuer Klärsysteme, dienen und somit die Nährstoffbelastung aus punktuellen Quellen verringern. Folglich kann dem Gesetz eine angemessene Beachtung der Problematik der Eutrophierung unterstellt werden.

#### 4.2.6 Das Vorsorgeprinzip

Mit der erhofften Steuerungswirkung der Umweltbelastungen verbindet sich auch immer die Hoffnung auf positive Effekte für einen vorausschauenden, schonenden Umgang mit den Naturgütern. Sollten die Steuerungsimpulse anschlagen, könnte ein Umdenken in den Verhaltensweisen, hin zum Einsatz umweltschonender, energiesparender Technologien oder gar zur Einschränkung der Nutzung und damit der Belastung selbst, ein wirksamer Beitrag zur Umsetzung des Vorsorgeprinzips sein. Diese Entwicklung bleibt vorerst abzuwarten. Gerade die Möglichkeit durch erhöhte Steuersätze eine Überschreitung der festgesetzten Grenzwerte, wenn auch nur indirekt, zu gewähren (Art. 9 III, IV), kann einer Änderung der Verhaltensweisen nicht unbedingt zuträglich sein. Vielmehr wird die soziale Schieflage der Regelung hier sehr deutlich. Wer genug Geld hat, kann ohne weiteres die höheren Steuern aufbringen und die Belastungen der Umwelt sogar noch steigern. Weniger gut bemittelte Mitbürger bleiben demgegenüber von den Nutzungen der Naturgüter vollkommen ausgeschlossen, bis hin zum Gebrauch des Transportmittels.

#### 4.2.7 Das Verursacherprinzip

Der Hauptansatzpunkt des Gesetzes liegt jedenfalls in der Umsetzung des Verursacherprinzips. Hier wird klar vom Gemeinlastprinzip zum Einzellastprinzip umgesteuert, da einzelne Belastungen der Umwelt auf den jeweiligen Verursacher dieser Belastungen zurückfallen. Dies gilt durchweg für alle Bereiche der aufgeführten Besteuerungsobjekte. Die Berücksichtigung der Hersteller und der Importeure von Produktverpackungen und den damit verbunden Abfällen, verdient dabei besondere Erwähnung. Für den Verpackungsbereich erfolgt somit eine fast lückenlose Erfassung aller gängigen Systeme. Kritikpunkt bleibt jedoch die Subvention von Berufskraftfahrern und Nutzern aus dem Bereich der Landwirtschaft (Art. 5 III Nr. 2 und 3). Auch wenn für letztere durchaus soziale Gründe, wegen der äußerst schlechten Lage der Mehrzahl der landwirtschaftlichen Einzelbetriebe, angeführt werden können, ist dies mit dem Verursacherprinzip nicht vereinbar. In der Abwägung zwischen Ökologie und Ökonomie kann nicht eine ökonomisch unrealistische Konstellation über die Ausnahme vom Verursacherprinzip entscheidend herangezogen werden. So bedrückend die Situation für die ländliche Bevölkerung in vielen Teilen Litauens auch ist, kann eine Zukunft in der Landwirtschaft für den Großteil der Betroffenen nicht gesehen werden. Letztlich überwiegt jedoch der positive Teil der gesetzlichen Regelung.

### 4.3 Das Gesetz über die Besteuerung staatlicher Naturgüter

Im Anschluss erfolgt die Vorstellung des Gesetzes über die Besteuerung der staatlichen Naturgüter<sup>17</sup> (Mokesčių už valstybinius gamtos išteklius įstatymas), als

---

<sup>17</sup> Valstybės Žinios (litauisches Gesetzblatt) vom 21.03.1991 Nr. 11 Pos. 274, in der Fassung vom 01.01.2001; vgl. auch im Internet unter [www.lrs.lt](http://www.lrs.lt) – auf der Parlamentsseite die jeweils neueste Fassung der Gesetze

zweites ökonomisches Steuerungsinstrument des Umwelt- und Naturschutzes in Litauen. Das Gesetz gliedert sich in vier Abschnitte mit insgesamt 11 Artikeln<sup>18</sup>.

#### 4.3.1 Die Regeln im Überblick

In der Präambel des Gesetzes wird auf den Charakter der Steuer als Ausprägung des Eigentums der Republik Litauen an den staatlichen Naturgütern verwiesen. Das Gesetz dient im übrigen der Steigerung der Verantwortung von Nutzern der Naturgüter, der effizienten und wirtschaftlichen Nutzung des nationalen Vermögens sowie der Erstattung staatlicher Ausgaben für die Naturgüterforschung und für Maßnahmen zur Erhaltung der Menge und Qualität der Naturgüter (Präambel). Als Besteuerungsobjekt werden die staatlichen Naturgüter in ihrer Gesamtheit und als Steuerzahler die juristischen und natürlichen Personen, welche die Erschließung der Naturgüter nach dem gesetzlich festgelegten Verfahren durchführen, benannt (Art. 1 und 2). Die Festlegung der Steuerhöhe orientiert sich an der Menge und Qualität der genutzten Güter (Art. 3). Steuerbefreiungen erhalten insbesondere diejenigen Nutzer, welche die Rohstoffe für Baumaterialien und das Wasser, aus den ihnen zugeteilten Grundstücken, zum Eigenbedarf verwenden (Art. 4). Die Berechnung der Steuer erfolgt durch den Nutzer selbst, wobei wiederum dem Umweltministerium die Prüfung der Richtigkeit der Angaben und gegebenenfalls die Festlegung der Strafe obliegen (Art. 5 und 7). Diese besteht in der Regel aus der Nachzahlung der fälligen Steuer auf die nicht gemeldeten Naturgütermengen und einer zusätzlichen Auferlegung von 10 Steuersätzen (Art. 7). Es besteht auch die Möglichkeit der Festlegung von Durchschnittswerten bezüglich der Steuerhöhe (Art. 8). Ein Verzugsgeld ist bei Steuerrückständen nach dem Steuerverwaltungsgesetz fällig (Art. 10). Die anfallenden Steuermittel werden dem Staatshaushalt zugeführt, dabei werden lediglich die Beträge aus den Sanktionsmaßnahmen ausdrücklich für Maßnahmen zum Umwelt- und Naturschutz bereitgestellt (Art. 11).

#### 4.3.2 Das Vorsorgeprinzip

Wie in der Präambel ausgeführt soll das Gesetz die Steigerung der Verantwortung und des Bewusstseins im Umgang mit den Naturgütern bewirken. Dies ist auch der Grundgedanke des Vorsorgeprinzips. Für diesen vorsorgenden Charakter des Gesetzes spricht auch die Benennung der Naturgüterforschung und der Sicherung der Menge und Qualität der Naturgüter innerhalb der Präambel. Dabei kann durch die gezielte Forschung der Kenntnisstand über die Wirkzusammenhänge vermehrt und damit die Voraussetzung zur Ergreifung geeigneter Maßnahmen zur Wahrung des gegenwärtigen Zustandes der Naturgüter geschaffen werden. Somit könnte ein Beitrag zur umfassenden Schonung der Naturgüter im Sinne des Vorsorgeprinzips geleistet werden. Kritisch anzumerken bleibt jedoch die fehlende Konkretisierung der Mittelverwendung, wie beim Gesetz über die Besteuerung der Umweltverschmutzung.

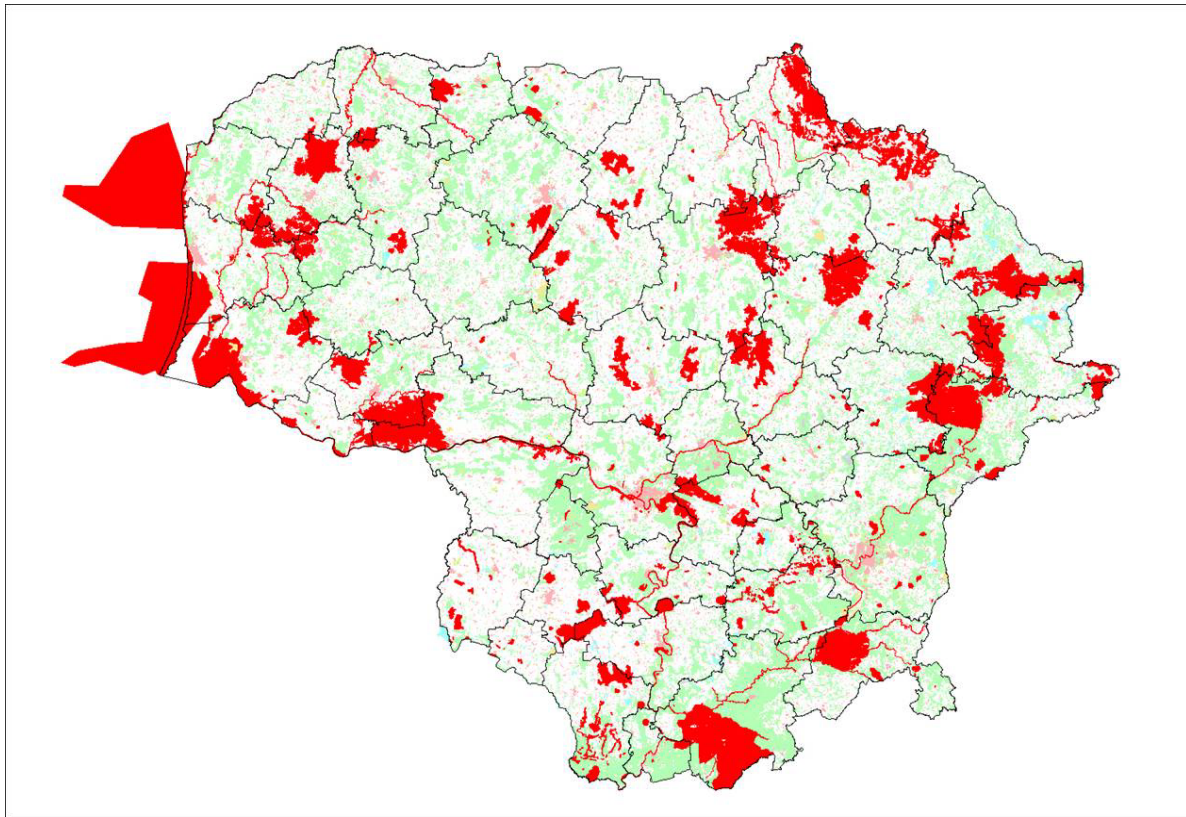
---

<sup>18</sup> alle nachfolgenden Artikel beziehen sich auf das Gesetz über die Besteuerung der staatlichen Naturgüter

### 4.3.3 Das Verursacherprinzip

Der Schwerpunkt des Gesetzes liegt in der Beteiligung der Nutzer an den Folgekosten der Eingriffe in den Naturhaushalt. Durch die ausdrückliche Erwähnung der effizienten und wirtschaftlichen Nutzung wird dabei die primäre Ausrichtung auf die Erhaltung der Nutzungseigenschaften der Naturgüter deutlich. Dies muss jedoch dem Verursacherprinzip nicht entgegenstehen. Vielmehr wird regelmäßig die Kostenverteilung des Eingriffs und nicht seine Verhinderung als wichtigstes Ziel benannt. Durch die Begrenzung der Ausnahmeregelungen auf den jeweiligen Eigenbedarf an Baumaterialien und Wasser, wird auch eine steuerliche Gleichbehandlung sichtbar, welche durchaus der Lenkungsfunction des Gesetzes zuträglich ist. Damit kann auch der effiziente Umgang mit den Gütern zu einem sparsamen und somit schonenden Umgang mit den anvertrauten Naturbestandteilen führen. Eine Verringerung der Nutzung und damit auch der Eingriffe in die Naturgüter kann dabei jedoch nur eine Höhe der Steuern bewirken, welche die Nutzung der Rohstoffe ökonomisch sinnlos erscheinen lässt. Dabei geht dem Staat die eingeplante Einnahmequelle gänzlich verloren. Diesem Aspekt hat sich das Gesetz durch die Einstellung der Mittel in den Staatshaushalt, ohne die Möglichkeit der Kontrolle der weiteren Verwendung, ersichtlich nicht geöffnet. Folglich ist unter dem Gesichtspunkt der Kostenbeteiligung der Verursacher vom Einzellastprinzip auszugehen und diesbezüglich sind die Anforderungen des Verursacherprinzips erfüllt.

## 5 Die Bedingungen für die Schutzgebietsvernetzung des Natura 2000 Netzwerkes nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie



**Abb. 1** Vorschläge zu den FFH-Gebieten in Litauen nach: Lietuvos Gamtos Fondas (Litauischer Naturschutzfond).

Nach den Vorschlägen für die Ausweisung von Schutzgebieten zur Umsetzung der FFH-RL des Litauischen Naturschutzfonds (Lietuvos Gamtos Fondas), einer unabhängigen Vereinigung zum Schutz der Natur mit Sitz in Vilnius, sind die Gebiete über das gesamte Territorium der Republik Litauen verstreut (Abb. 1). Trotz dieser Verteilung sind Möglichkeiten der Vernetzung dieser vereinzelt Gebiete aufgeführt, bei welchen es sich unter anderem um Flussläufe, Flusstäler und andere geeignete ökologische Korridore handelt. Dabei wurde zum großen Teil auf schon bestehende nationale Schutzgebiete zurückgegriffen, welche insbesondere durch Reservate, National- und Regionalparke geprägt sind (Abb. 2). Eine Unterteilung der Reservate (MARCIJONAS & SUDAVIČIUS 1998: 160) in abwehrend-schützende (als Schonungen, blau) und fördernd-bewahrende (grün punktförmig) ergibt gute Ansatzpunkte zum weiteren Ausbau der Vernetzung der Schutzgebiete, da vor allem die bewahrenden Reservate punktförmig entlang der Flussläufe und zwischen den größeren Schutzgebieten über das gesamte Land verteilt sind (Abb. 2). Zusätzliche Schutzgebiete werden vor allem für die Küstenregion vorgeschlagen, welche sich an den „Important Bird Areas“ (SKOV et al. 2000: 199) für die Ostsee orientieren und damit die wichtigsten Vogelschutzgebiete integrieren (Abb. 3).

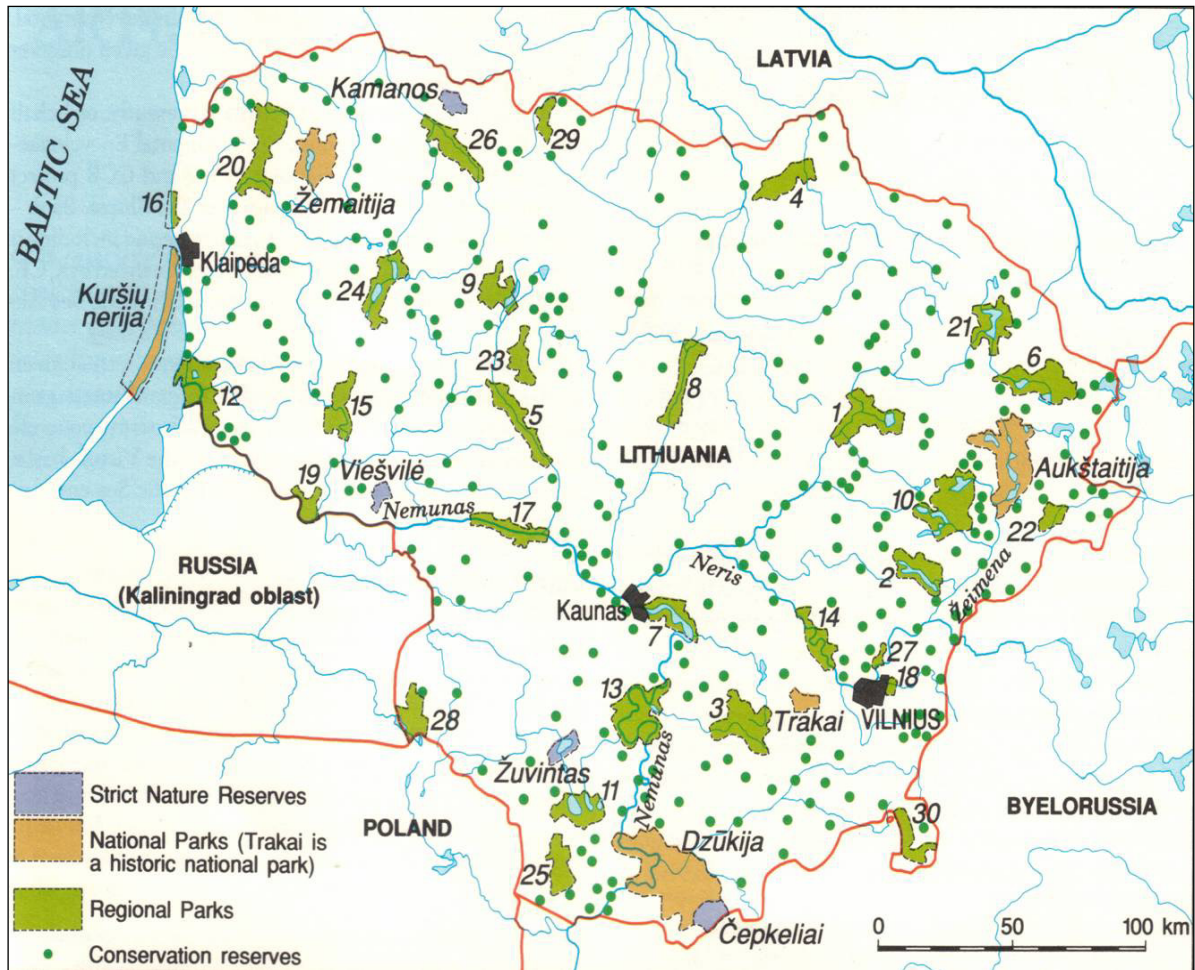


Abb. 2 Schutzgebiete in Litauen (Vaiciunaite 1993: 17)

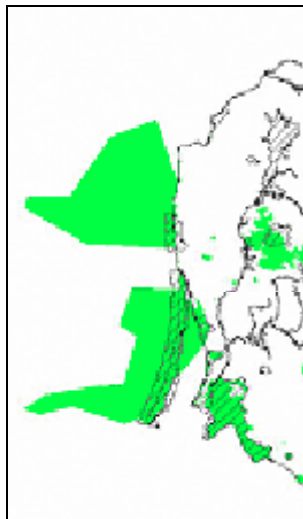
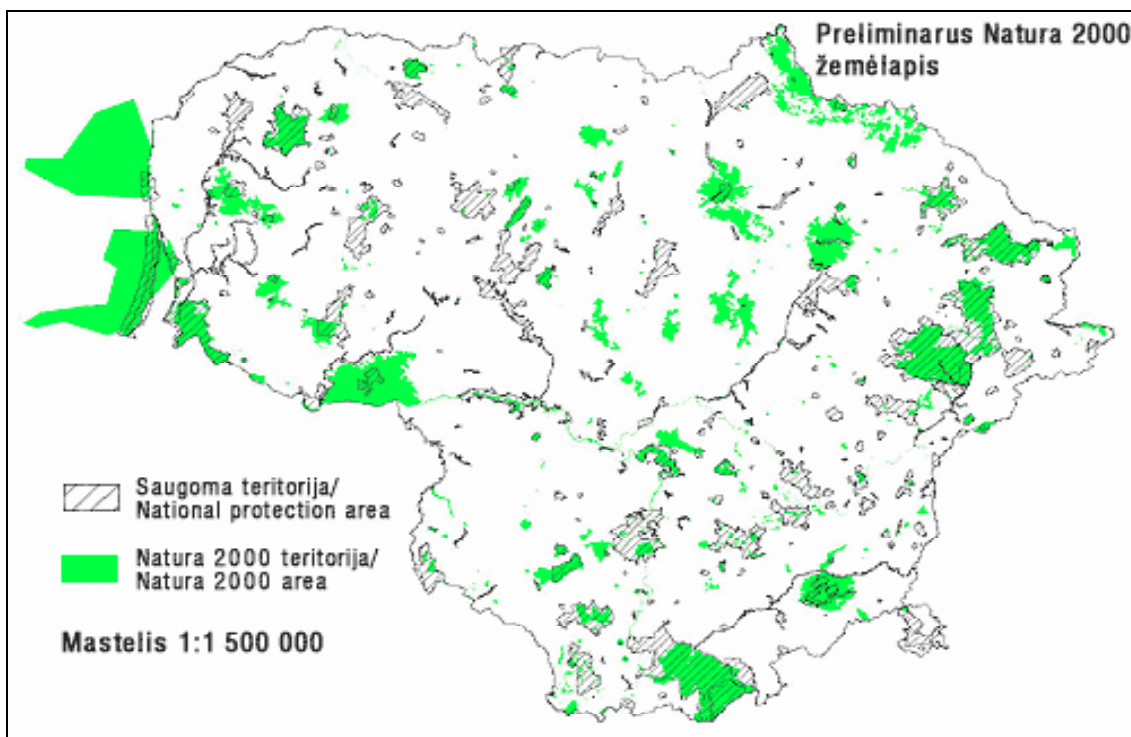


Abb. 3 Ausschnitt der litauischen Gebietsmeldungen von Natura 2000 nach <http://www.natura2000.lt>

Deutlich wird der Anteil von bestehenden und neu auszuweisenden Schutzgebieten durch die Zusammenschau beider Schutzgebetsgruppen (Abb. 4). Auf der offiziellen Homepage Litauens zum Aufbau des Natura 2000 Netzes wird dieser Zusammenhang durch die Darstellung der gemeldeten FFH - Gebiete und der nationalen Schutzgebiete sichtbar (Abb. 4). Zum Teil wurden bestehende Gebiete erweitert oder nur teilweise integriert, weiträumige zusätzliche Gebietsvorschläge erfolgten neben der erwähnten Küstenregion vor allem im Norden des Landes. Die Vernetzung der Gebiete kommt bei den offiziellen Meldungen der Gebiete nur noch eingeschränkt zum Tragen (Abb. 4). Hier muss gegenüber dem unabhängigen Vorschlag der Naturschutzvereine noch erheblich nachgebessert werden (Abb. 1). Die schon bestehende Teilverbindung zwischen den Gebieten durch die Flussläufe und die konservierenden Reservate (punktförmig grün) sollte zu einer umfassenden Vernetzung der Schutzgebiete in Litauen genutzt werden (Abb. 2), um so den Anforderungen der Umsetzung der FFH-RL und des Aufbaus des Schutzgebietssystems Natura 2000 gerecht zu werden.

Werden die guten Voraussetzungen in Litauen konsequent genutzt, kann hier eine beispielhafte Implementierung des europäischen Habitatschutzes vollzogen werden.



**Abb. 4** Gebietsmeldungen nach [http://: www.natura2000.lt](http://www.natura2000.lt)

## **6 Zusammenfassende Bewertung und Anforderungen an die weitere Entwicklung**

Die Vereinbarkeit von ökologisch geleitetem wirksamen Umwelt- und Naturschutz und der erhofften Gesundung der Wirtschaft hat in Litauen gleichermaßen Berücksichtigung innerhalb der Verfassung gefunden. Dabei ist die grundsätzliche Ausformung der Eigentumsgarantie als Menschenrecht und der Festschreibung des Umwelt- und Naturschutzes als Staatsziel nicht als Indiz des vorbehaltlosen Vorrangs des Menschenrechts zu verstehen. Vielmehr ergibt sich im Zusammenhang mit der Rechtsprechung des VerfG's ein fein abgestimmtes Verfahren zur Auflösung potentiell bestehender Konflikte. Dies wird nicht zu letzt durch die Anerkennung des Umwelt- und Naturschutzes als ein die Eigentumsfreiheit beschränkendes öffentliches Interesse des Gemeinwohls manifestiert. Die Wechselwirkungen mit der Freiheit der Wirtschaftstätigkeit werden beim gemeinsamen Ziel des „Wohl des Volkes“ sichtbar. Auch der Vorbehalt des Staatseigentums für bedeutende Teile des Erdkörpers, wie Natur- und Kulturschutzgebiete, insbesondere Nationalparke, setzt ein deutliches Zeichen zur partiellen Stärkung der Belange des wirksamen Umwelt- und Naturschutzes. Gleichwohl muss sich diese Vorgabe der Verfassung erst in der täglichen Praxis des Alltags der Gesetzgebung bewähren und durchsetzen. Es bleibt jedoch zu hoffen, dass im Zusammenhang mit den zu erfüllenden Kopenhagener Kriterien, insbesondere der Implementierung der umwelt- und naturschutzrelevanten Richtlinien, wie der UVP-, FFH-, VS- und WRRL, auch die nationale Gesetzgebung diesen Kurs ansteuert und wirksam umsetzt. Die Festschreibung des Vorsorge- und Verursacherprinzips, der ökonomisch geprägten Steuerungsinstrumente, des gleichberechtigten Ausgleichs der verschiedenen Interessen innerhalb des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit und der praktischen Konkordanz weisen jedenfalls in die richtige Richtung und lassen für die Zukunft hoffen. Litauen ist durch sein bestehendes Netz von Schutzgebieten in der Lage, trotz schwieriger ökonomischer Bedingungen, dem europäischen Naturschutz ein Beispiel zu geben, wenn es in die ökonomische Erneuerung der Gesellschaft die ökologische Ausrichtung von Anfang an mit einbezieht. Die Verwirklichung beider Ansätze kann gelingen, wenn die Planungen von Großprojekten der Wirtschaft die nach der Habitatrichtlinie geforderte gesamträumliche Schutzgebietsvernetzung berücksichtigt. Dadurch erhält Litauen die Möglichkeit aus seiner Zwangslage heraus ein zukunftsweisendes Naturschutzrecht zu schaffen, das innerhalb der jeweiligen Schutzgesetze den Rahmen zur Implementierung der ökologischen und ökonomischen Interessen vorgibt und so die Konflikte zwischen Ökonomie und Ökologie auf geeignete Weise überwindet.

### **Danksagung**

Für die vielfältige Unterstützung bei der Erstellung des vorliegenden Textes kann an dieser Stelle nur ein bescheidener Versuch der Danksagung unternommen werden.

Bedanken möchte ich mich zunächst bei meinen Betreuern Prof. Dr. Günter Arlt und Prof. Dr. Detlef Czybulka, die durch ihre großzügige Anteilnahme an meiner Arbeit die Entstehung des Textes gefördert haben.

Posthum sei an dieser Stelle auch meinem verstorbenen Betreuer Prof. Dr. Günter Schlungbaum aufs herzlichste für die gemeinsame Zeit und die große Unterstützung meines Vorhabens gedankt. Zusätzlicher Dank gilt in besonderer Weise Prof. Dr. Stephan Kudert für dessen langjährige und wohlwollende Unterstützung meines Projekts und die kritische Analyse des Textes. Zu Dank verpflichtet bin ich auch Susann Neuenfeldt für die Zusammenarbeit, die einen produktiven Umfang erreicht hat und eine gute Basis für die Zukunft bildet.

Für alle verbliebenen Mängel bin ich, ungeachtet der zahlreichen und langjährigen Interaktionen, selbstverständlich ganz allein verantwortlich.

#### **Literatur**

- APPEL, I. (2001): Das Gewässerschutzrecht auf den Weg zu einem qualitätsorientierten Bewirtschaftungsregime. Zum finalen Regelungsansatz der EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR), Sonderheft 2001: 129-137.
- ARMBRÜSTER, G. (1998): Politisches und Rechtssystem Litauens. – [In:] Graf, H. & Kerner, M. (Hrsg.) Handbuch Baltikum heute, (Nordeuropäische Studien; 14): 19-47; Berlin.
- AUSSCHUSS DER REGIONEN (1999): Stellungnahme des Ausschusses der Regionen vom 22.02.1999. - ABl. EG C 51/33: 38 ff.
- BECKER, W. (2001): Die baltischen Staaten auf dem Weg in die Europäische Union. – Zentralblatt für Sozialversicherung, Sozialhilfe und Versorgung, Zeitschrift für das Recht der Sozialen Sicherheit (ZfS): 257-261.
- BERENDES, K. (2002): Die neue Wasserrechtsordnung. – Zeitschrift für Wasserrecht (ZfW): 197-221.
- BERGMANN, J. (2001): Recht und Politik der Europäischen Union – Der Integrationsverbund vor der Osterweiterung; Grevenbroich.
- BESCHLUSS DES RATES (1999): Beschluss des Rates vom 6.12.1999 über die Grundsätze, Prioritäten, Zwischenziele und Bedingungen der Beitrittspartnerschaft mit der Republik Litauen“. - ABl. EG L 333/41 (28.12.1999): 42 ff.
- BESCHLUSS DES RATES UND DER KOMMISSION (1998): Beschluss des Rates und der Kommission über den Abschluss des Europaabkommens mit der Republik Litauen, vom 19.12.1997. – ABl. EG L 51/1998: 1 ff.
- BOOCHS, W. & KRZIECKOVSKIS, I. (2003): Die Besteuerung in Litauen. – [In:] Becker, H. & Kroppen, H.-K. (Hrsg.): Internationale Wirtschafts-Briefe (IWB). - Zeitschrift für internationales Steuer und Wirtschaftsrecht, 1/2003: 23-34; Berlin.
- BRYDE, B.-O. (2000): Bearbeiter. - [In:] Münch & Kuning (Hrsg.): Grundgesetzkommentar, 1: Art. 1 – 19; München.
- CALLIESS, C. (2002): Bearbeiter. - [In:] Calliess, C. & Ruffert, M. (Hrsg.): Kommentar des Vertrages über die Europäische Union und des Vertrages zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EUV/EGV) (2. Aufl.); Neuwied.
- CZYBULKA, D. (2002): Zur „Ökologiepflichtigkeit“ des Eigentums – Herausforderung für Dogmatik und Gesetzgeber. – [In:] Bauer, H.; Czybulka, D.; Kahl, W. & Vosskuhle, A. (Hrsg.): Umwelt, Wirtschaft und Recht – Wissenschaftliches Symposium aus Anlaß des 65. Geburtstages von Reiner Schmidt: 89-109; Tübingen.
- CZYBULKA, D. (2001a): Naturschutz und Verfassungsrecht. – [In:] Vogel, J. (†), Heigl, A. & Schäfer, K. (Hrsg.): Handbuch des Umweltschutzes (Umweltschutztechnologie, Umweltschutzmanagement, Umweltschutzgesetzgebung), 114. Ergänzungslieferung: IV-3.6.1: 1 – 12; Landsberg am Lech.
- CZYBULKA, D. (2001b): Das Rechtregime der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) im Spannungsfeld von Nutzung und Schutzinteressen – Zur Geltung des nationalen Rechts in der AWZ. – Natur und Recht (NuR), Zeitschrift für das gesamte Recht zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen und der Umwelt: 367-374.
- CZYBULKA, D. (1999): Ethische, verfassungstheoretische und rechtliche Vorüberlegungen zum Naturschutz. – [In:] Erbguth, W.; Müller, F. & Neumann, V. (Hrsg.): Gedächtnisschrift für Bernd Jeand' Heur, Rechtslehre und Rechtsdogmatik im Austausch. - Schriften zum öffentlichen Recht; 796: 83-110; Berlin.

- CZYBULKA, D. (1997): Naturschutzrechtlicher Flächen- und Artenschutz und landwirtschaftliche Produktion. – Agrarrecht, Zeitschrift für das gesamte Recht der Landwirtschaft, der Agrarmärkte und des ländlichen Raumes: 305-310.
- CZYBULKA, D. (1996): Rechtspflichten des Bundes und der Länder zur Ausweisung und Erhaltung von Schutzgebieten nach nationalem, europäischem und internationalem Recht. – Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts (Jb UTR); 36: 235-268.
- EIONET – REPORT (2002): <http://nfp-lt.eionet.eu.int/products/Reports>. [18.09.2002]
- EU-KOMMISSION (2001): Regelmäßiger Bericht 2001 über die Fortschritte Litauens auf dem Weg zum Beitritt. - Brüssel (Kommission der Europäischen Gemeinschaften).
- FISCHER, P. C. (1994): Staatszielbestimmungen in den Verfassungen und Verfassungsentwürfen der neuen Bundesländer. - Rechtswissenschaftliche Forschung und Entwicklung; 427: 212 S.; München.
- FRENZ, W. & UNNERSTALL, H. (1999): Nachhaltige Entwicklung im Europarecht – Theoretische Grundlagen und rechtliche Ausformung; Baden-Baden.
- GASIUNAS, V.; FLECKENSTEIN, J. & SCHNUG E. (1995): Einfluß von Klärschlammapplikationen auf den Schwermetallgehalt litauischer Böden. – Landbauforschung Volkenrode: 1-3.
- GELLERMANN, M. (2002): Das modernisierte Naturschutzrecht. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ): 1025-1033.
- GEIGER, R. (2000): EUV/EGV: Vertrag über die Europäische Union und Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft. - Kommentar; München.
- GETZNER, M. (2001): Zur Bewertung von Biodiversität als produktive Ressource. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU): 143-171.
- GNEVECKOW, J. (1993): Umweltsituation und Umweltpolitik im Baltikum. Vergleichende Betrachtungen zu den drei baltischen Staaten Estland, Lettland und Litauen. – Osteuropa, Zeitschrift für Gegenwartsfragen des Ostens: 369-385.
- HEINATZ, M. (1996): Die Republik Litauen auf dem Weg in die Europäische Union. – Wirtschaft und Recht in Osteuropa (WiRO): 241-244.
- HELLMANN, M. (1990): Grundzüge der Geschichte Litauens und des Litauischen Volkes (4. Aufl.) - 179 S.; Darmstadt.
- JACHMANN, M. (2000): Ökologie versus Leistungsfähigkeit – Gilt es neue Wege in der Steuerrechtfertigung zu gehen? – Steuer und Wirtschaft (StuW): 239-245.
- KETTELER, G. (2002): Der Begriff der Nachhaltigkeit im Umwelt- und Planungsrecht. – Natur und Recht (NuR), Zeitschrift für das gesamte Recht zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen und der Umwelt: 513-522.
- KLOEPFER, M. (1996): Umweltschutz als Verfassungsrecht: Zum neuen Art. 20a GG. – Deutsches Verwaltungsblatt (DVBl), Zeitschrift für öffentliches Recht und Verwaltungswissenschaft: 73 ff.
- KLOEPFER, M. (1994): Droht der autoritäre ökologische Staat? – [In:] Baumeister, H. (Hrsg.): Wege zum Ökologischen Rechtsstaat – Umweltschutz ohne Öko-Diktatur: 42-50; Traunstein.
- KLOEPFER, M. & BRANDNER, T. (1998): Umweltrecht. - München.
- KOTULLA, M. (2001): Die Steuerungswirkung des europäischen Umweltrechts für das nationale Recht. – Europarecht (EuR): 522 ff.
- LERSNER, H. FRHR. V. (1999): Zum Rechtsbegriff der Natur. – Natur und Recht (NuR), Zeitschrift für das gesamte Recht zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen und der Umwelt: 61-63.
- LINDNER, P. (2000): Der Hafen Klaipėda. Die Entwicklung des wichtigsten Fährhafens in Litauen. – Praxis Geographie: 50-54.
- MARCIJONAS, A. & SUDAVIČIUS, B. (1998): Litauen. – [In:] Heyen, E. V. (Hrsg.): Naturschutzrecht im Ostseeraum: Landesberichte: 157-168; Baden-Baden.
- MARCIJONAS, A. & SUDAVIČIUS, B. (1997): Aplinkai padarytos žalos kompensavimo teisiniai pagrindai [Die Rechtsgrundlagen für den Ersatz des Schadens für die Umwelt]. – Teisė [Juristische Zeitschrift der Universität Vilnius], 31: 109-118.
- MARCIJONAS, A. & SUDAVIČIUS, B. (1996): Aplinkos apsauga teisės reformos kontekste [Umweltschutz im Kontext der Rechtsreform]. – Teisė [Juristische Zeitschrift der Universität Vilnius], 30: 109-119.
- METERA, D. (2001): EU-Osterweiterung: Landwirtschaft im Wandel. – Garten und Landschaft: 36 – 37.
- MÜLLER, C. (2002): Zum Verhältnis von Naturschutz und Landwirtschaft nach dem BNatSchG-Neuregelungsgesetz. – Natur und Recht (NuR), Zeitschrift für das gesamte Recht zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen und der Umwelt: 530-537.

- MÜLLER, U. (2002): Naturschutz im Konfliktfeld von Ökologie und Ökonomie: eine vergleichende Betrachtung der Region 'Unteres Odertal' und der Republik Litauen aus rechtlicher Sicht. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 11: 89-115.
- MURSWIEK, D. (1996a): Staatsziel Umweltschutz (Art. 20a GG) - Bedeutung für Rechtsetzung und Rechtsanwendung-. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ): 222 ff.
- MURSWIEK, D. (1996b): Bearbeiter. - [In:] Sachs, M. (Hrsg.): Sachs GG-Kommentar, Grundgesetz Kommentar; München.
- NEWBOLD, C. (1998): Die Wasserrahmenrichtlinie. Ihre Relevanz für den Naturschutz und die Berührungspunkte mit der Vogel- und Habitat-Richtlinie. – Wasser und Boden: 10-18.
- OLENINA, I. & OLENIN, S. (2002): Environmental Problems of the South-Eastern Baltic Coast and the Curonian Lagoon. – [In:] Schernewski, G. & Schiewer, U. (Hrsg.): Baltic coastal ecosystems structure, function and coastal zone management (Central and Eastern European development studies): 149-156; Berlin, Heidelberg, New York.
- PAPIER, H.-J. (2002): Bearbeiter. - [In:] Maunz, T. & Dürig, G. (Hrsg.): Kommentar zum GG, Band II Art. 12-20; München.
- PIANI, G. (1992): Grüne Nationalisten, Aufstieg und Fall der litauischen Umweltbewegung. – [In:] BUND (Hrsg.): Klassenfeind Natur: die Umweltkatastrophe in Osteuropa: 27-37; Gießen.
- PUMBERGER, J. (2000): Unsichere Aussichten – Litauen nach zehn Jahren Unabhängigkeit. – Herder Korrespondenz: 632-637.
- PYSZ, P. (1999): Integration der baltischen Staaten in die Europäische Union: Schwerpunkt Litauen. – Osteuropa – Wirtschaft: 342-346.
- RAVLUŠEVIČIUS, P. (2001): Die Eigentumsgarantie in der Rechtsprechung des litauischen Verfassungsgerichtes. – Osteuropa-Recht: 53-71.
- REHBINDER, E. (2002): Das deutsche Umweltrecht auf dem Weg zur Nachhaltigkeit. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ): 657-666.
- ROGGEMANN, H. (1999): Die Verfassungen Mittel- und Osteuropas. - Berlin.
- ROGGEMANN, H. (1998): Gerichtsverfassung und Rechtsschutz in Mittel- und Osteuropa – Entwicklungen und Probleme. – Recht in Ost und West (ROW), Zeitschrift für Ostrecht und Rechtsvergleichung: 301-312.
- RUCHAY, D. (2001): Die Wasserrahmenrichtlinie der EG und ihre Konsequenzen für das deutsche Wasserrecht. – Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR), Sonderheft 2001: 115-120.
- RUDALEVIČIUS, J. (1994): Litauens Wirtschaftsreformen. – [In:] Meissner, B.; Loeber, A. & Hasselblatt, C. (Hrsg.): Die Außenpolitik der Baltischen Staaten und die Internationalen Beziehungen im Ostseeraum. - Bibliotheca Baltica: 293-305.
- ŠARČEVIĆ, E. (2002): EU-Erweiterung nach Art. 49 EUV: Ermessensentscheidung und Beitrittsrecht. – Europarecht (EuR): 461-482.
- SCHEUING, D. H. (2002): Das Europäische Umweltverfassungsrecht als Maßstab gerichtlicher Kontrolle. Eine Analyse der Rechtsprechung des EuGH. – Europarecht (EuR): 619-659.
- SCHEUING, D. H. (2001): Regulierung und Marktfreiheit im Europäischen Umweltrecht. – Europarecht (EuR): 1-26.
- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, H. (2001): Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee – eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrographie. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 8: 5-61; Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G.; KWIATKOWSKI, B. & KRECH, M. (2001): Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee – eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse – eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 8: 63-112; Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G. & VOIGT, B. (2001): Die Darß-Zingster Bodden – ein junges Gewässersystem in einer noch nicht alten Landschaft. – Meer und Museum, 16 (Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums): 5-17; Stralsund.
- SCHOLZ, R. (2002): Bearbeiter. - [In:] Maunz, T. & Dürig, G. (Hrsg.): Kommentar zum GG, Band III Art. 20a – 53; München.
- SCHÜTZ, H.-J. (1999): Einige Fragen zu Gestalt und Rechtscharakter des ‚acquis communautaire‘. – [In:] Erbguth, W.; Müller, F. & Neumann, V. (Hrsg.): Gedächtnisschrift für Bernd Jeand' Heur, Rechtstheorie und Rechtsdogmatik im Austausch, (Schriften zum öffentlichen Recht; 796): 191-218; Berlin.

- SCHULZE-FIELITZ, H. (1998): Bearbeiter. - [In:] Dreier, H. (Hrsg.): Dreier GG Grundgesetz Kommentar, Band II Art. 20 – 82; Tübingen.
- SKOV, H.; VAITKUS, G.; FLENSTED, K. N.; GRISHANOV, G.; KALAMEES, A.; KONDRATYEV, A.; LEIVO, M.; LUIGUJÓE, L.; RASMUSSEN, J. F.; RAUDONIKIS, L.; SCHELLER, W.; SIDLO, P. O.; STIPNIECE, A.; STRUWE-JUHL, B. & WELANDER, B. (2000): Inventory of coastal and marine Important Bird Areas in the Baltic Sea. - 287 S.; Cambridge.
- SOMMERMANN, K.-P. (2001): Bearbeiter. - [In:] Münch, I. von & Kuning, P. (Hrsg.): Grundgesetzkommentar, Band 2 Art. 20 bis Art. 69; München.
- STEINBERG, R. (1998): Der ökologische Verfassungsstaat. - Frankfurt am Main.
- STEINBERG, R. (1995): Die neuen Verfassungen der baltischen Staaten. – Jahrbuch des öffentlichen Rechts (JöR): 55-67.
- STEURER, R. (2001): Paradigmen der Nachhaltigkeit. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU): 537-566.
- STICH, R. (2002): Das neue Bundesnaturschutzgesetz –Bedeutsame Änderungen und Ergänzungen des Bundesnaturschutzrechts-. – Umwelt und Planungs Recht (UPR), Zeitschrift für Wissenschaft und Praxis: 161-168.
- VAIČIŪNAITĖ, R. (1998): Ökologie und Umweltschutz Litauens. – [In:] Graf, H. & Kerner, M. (Hrsg.): Handbuch Baltikum heute (Nordeuropäische Studien, 14): 241-256; Berlin.
- VAIČIŪNAITĖ, R. (1993): New provisions for land use in Lithuania. – WWF Baltic Bulletin, 1: 14-17.
- VERFASSUNGSGERICHT (1993): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 13.12.1993. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 1993 Nr. 70-1320; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (1994): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 27.05.1994. – Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 1994 Nr. 42-771; Nr. 2: 81, Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (1996a): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 18.04.1996. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 1996 Nr. 36-915; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (1996b): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 25.09.1996. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 1996 Nr. 92-2173; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (1997): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 6.05.1997. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 1997 Nr. 10-977; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (1998a): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 1.06.1998. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 1998 Nr. 52-1435; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (1998b): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 9.07.1998. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 1998 Nr. 63-1827; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (1999): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 6.10.1999. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 1999 Nr. 85-2548; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (2000): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 23.02.2000. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 2000 Nr. 17-419; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (2002a): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 14.03.2002. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 2002 Nr. 28-1003; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (2002b): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 9.04.2002. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 2002 Nr. 39-1441; Vilnius.
- VERFASSUNGSGERICHT (2002c): Urteil des Verfassungsgerichts der Republik Litauen vom 19.09.2002. - Vyriausybės Žinios [Staatsnachrichten], 2002 Nr. 43-4000; Vilnius.
- VOGEL, H.-J. (1994): Die Reform des Grundgesetzes nach der deutschen Einheit. Eine Zwischenbilanz. – Deutsches Verwaltungsblatt (DVBl), Zeitschrift für öffentliches Recht und Verwaltungswissenschaft: 497 ff.
- WIELAND, J. (1996): Bearbeiter. - [In:] Dreier, H. (Hrsg.): Dreier GG Grundgesetz Kommentar, Band I Art. 1 – 19; Tübingen.
- WIRTHS, V. (2001): Naturschutz durch europäisches Gemeinschaftsrecht – Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und ihre Durchführung in der Bundesrepublik Deutschland, (IUS EUROPAEUM; 18); Baden-Baden.
- WOLF, J. (2002): Umweltrecht – Grundrisse des Rechts; München.

**Autor:**

Rechtsreferendar Uwe Müller  
Doktorand am Lehrstuhl für Staats- und Verwaltungsrecht,  
Umweltrecht und Öffentliches Wirtschaftsrecht  
Juristische Fakultät der Universität Rostock  
Richard-Wagner-Straße 31, Haus 1  
D-18119 Rostock-Warnemünde

E-mail: [uwe.mueller@stud.uni-rostock.de](mailto:uwe.mueller@stud.uni-rostock.de)

Manuskripteingang: 01.06.2003; angenommen: 15.08.2003



