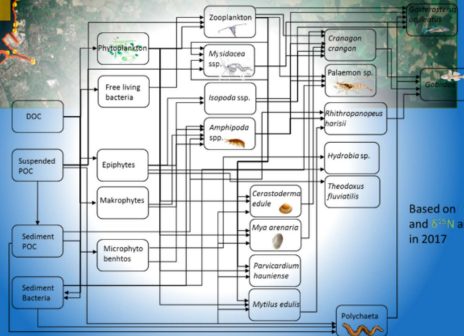
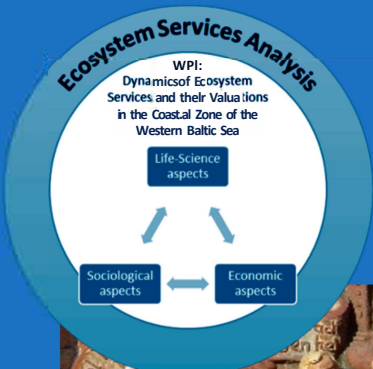


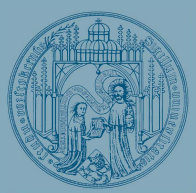
Rostocker Meeresbiologische Beiträge



Based on and in 2017

BACOSA- Synthese
 Baltic Coastal System Analysis
 and Status Evaluation

Heft 29



Rostocker Meeresbiologische Beiträge

**BACOSA – Synthese
Baltic Coastal System Analysis and Status Evaluation**

Heft 29

Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
2019

HERAUSGEBER DIESES HEFTES: Hendrik Schubert

REDAKTION: Martin Benkenstein
Irmgard Blindow
Uwe Buzcko
Gerald Jurasinski
Felix Müller
Konrad Ott
Christian Porsche
Hendrik Schubert
Rhena Schumann

HERSTELLUNG
DER DRUCKVORLAGE: Christian Porsche

CIP-KURZTITELAUFNahme Rostocker Meeresbiologische Beiträge.
Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften.
– Rostock, 2019. – 108 S.
(Rostocker Meeresbiologische Beiträge; 29)

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, 18051 Rostock

REDAKTIONSADRESSE: Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
18051 Rostock
E-mail: dagmar.heinrich@uni-rostock.de
Tel. 0381 / 498-6071
Fax. 0381 / 498-6072

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch
18051 Rostock
E-mail: tausch.ub@uni-rostock.de

DRUCK: Druckerei Kühne & Partner GmbH & Co KG

Umschlagfoto Titel: ESA-Schema [F. Müller], Satelittenbild der Schleimündung
[F. Müller], Keramikplatte von R. Dietrich am Universitätsplatz in
Rostock [Foto: H. Schubert], Nahrungsnetz des Vitter Bodden
[M. Paar]
Rückseite: Beispiele für Küstennutzung [H. Schubert]

Inhalt

	Seite
SCHUBERT, Hendrik Vorwort	5
MÜLLER, F., AHRENDT, K., BENKENSTEIN, M., BERG, M., BICKING, S., KRUSE, M., KRUSE, T., OTT, K., POSER, K. & RULJEVIC, I. Ökosystemleistungen – eine Einführung	7–13
KRUSE, T. & KRUSE, M. Ökologische Bewertung von Ökosystemleistungen	15–20
OTT, K. & BERG, M. Identifikation und qualitative Untersuchung von kulturellen Ökosystemleistungen aus ethischer Perspektive	21–27
BENKENSTEIN, M., POSER, K. & MÜLLER, F. Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen an der Ostsee aus touristischer Perspektive	29–36
BICKING, S. & MÜLLER, F. Die „Matrix“ - Ein Werkzeug zur Bewertung von Ökosystemleistungen	37–45
AHRENDT, K., RULJEVIC, I. & MÜLLER, F. Einsatz von geographischen Informationssystemen zur Ermittlung der Ökosystemleistungen von Küstenlinien	47–54
SCHUMANN, R., BERTHOLD, M., BLINDOW, I., MÜLLER, F., PAAR, M. & SCHUBERT, H. Küstengewässer, deren Stoffkreisläufe, Energieflüsse und Nahrungsnetze – eine Einführung	55–74
TONN, C., BUCZKO, U. & JURASINSKI, G. Schilfröhricht als Schnittstelle zwischen Land und Wasser	75–84
PAAR, M., LI, H.-T. & BLINDOW, I. Die Rolle der Unterwasservegetation im Nahrungsnetz der Küstengewässer	85–98
BERTHOLD, M. & SCHUMANN, R. Die Produktionssteuerung innerer Küstengewässer durch Nährstoff- und Fraßmanipulation	99–108

Vorwort

Der vorliegende Sonderband der Rostocker Meeresbiologischen Beiträge soll einen gut verständlichen Überblick über die Ergebnisse der beiden Verbundprojekte „BACOSA“ und „BACOSA-Synthese“ geben; die Abkürzung steht für „Baltic Coastal system analysis and status evaluation“.

In beiden durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen des Programms „Forschung für nachhaltige Entwicklung“ geförderten Projekten arbeiteten die Universitäten Rostock, Kiel und Greifswald über einen Zeitraum von 6 Jahren gemeinsam an der Aufklärung der Stoffflüsse und Limitationsverhältnisse der inneren und äußeren Küstengewässer der deutschen Ostseeküste und bemühten sich, die Konsequenzen der anthropogenen Einflussnahme zu erfassen. Das Team umfasste Geistes- Wirtschafts- und Naturwissenschaftler und zurückblickend ist festzustellen, dass diese Mischung sowohl eine Herausforderung als auch eine Bereicherung für alle Beteiligten darstellte. Natürlich kannte man den Begriff der „Fächerkultur“. Aber was das praktisch bedeutete, wurde erst im Verlauf des Projektes deutlich und führte bei allen Beteiligten zu Erweiterungen des Horizontes, die die anfänglichen Verständnisschwierigkeiten vergessen machen.

Durch die Zusammenarbeit mit den anderen in der Küstenmeerforschung in Nord- und Ostsee geförderten Projekten war es möglich, neue Ansätze zu erproben und Synergieeffekte zu nutzen. So wurde zum Beispiel der in BACOSA erstmals auf die Ostseeküste angewandte Ansatz der Ökosystemleistungsbewertung in Zusammenarbeit mit dem Schwesterprojekt SECOS während der zweiten Projektlaufzeit auf den gesamten Bereich der deutschen Ostsee angewandt, vom StopP-Projekt wurde das Instrumentarium der „ecological network analysis“ übernommen und erfolgreich in den inneren Küstengewässern eingesetzt.

Die Vielzahl der dabei gewonnenen Erkenntnisse fließt, soweit noch nicht geschehen, in Fachpublikationen ein, wird auf Konferenzen und Workshops vorgestellt und bietet die Grundlage für weitergehende Forschungsarbeiten. Das ist schön, stellt aber nur einen Aspekt der Zielsetzung des BMBF-Programms dar. Neben den wissenschaftlichen Aspekten geht es vor allem um die Bereitstellung des Wissens, das für eine nachhaltige Steuerung der Nutzungsansprüche an die Küstenökosysteme notwendig ist. Und diese Managementaufgabe wird von Spezialisten nach Vorgaben, die von der Politik formuliert werden, wahrgenommen – nicht von Philosophen, Ökologen und Betriebswirtschaftern, wie sie hier im Projekt versammelt waren. Wenn die Erkenntnisse, die in den beiden BACOSA-Projekten gewonnen wurden, Berücksichtigung finden sollen müssen sie also so zusammengefasst und präsentiert werden, dass sie fachübergreifend verständlich sind. Das erfordert ein spezielles Format der Ergebnispräsentation. Inhaltlich korrekt, aber auch ohne detaillierte Vorkenntnisse des disziplinären Vokabulars verständlich zu bleiben und die wesentlichen Aspekte so herauszuarbeiten, dass Detailaspekte nicht zu heilloser Verwirrung führen ist nicht einfach. Das BACOSA-Team hofft, dass das im vorliegenden Heft gelungen ist und damit die langfristige Nutzung der Ergebnisse gesichert werden konnte.

Rostock, August 2019

Hendrik Schubert

Universität Rostock, Lehrstuhl Ökologie, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock, hendrik.schubert@uni-rostock.de

Felix Müller¹, Kai Ahrendt⁴, Martin Benkenstein³, Margarita Berg², Sabine Bicking¹, Marion Kruse¹, Tim Kruse¹, Konrad Ott², Katharina Poser³, & Ivana Ruljevic¹

¹ Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abt. Ökosystemmanagement, Olshausenstrasse 75, 24118 Kiel

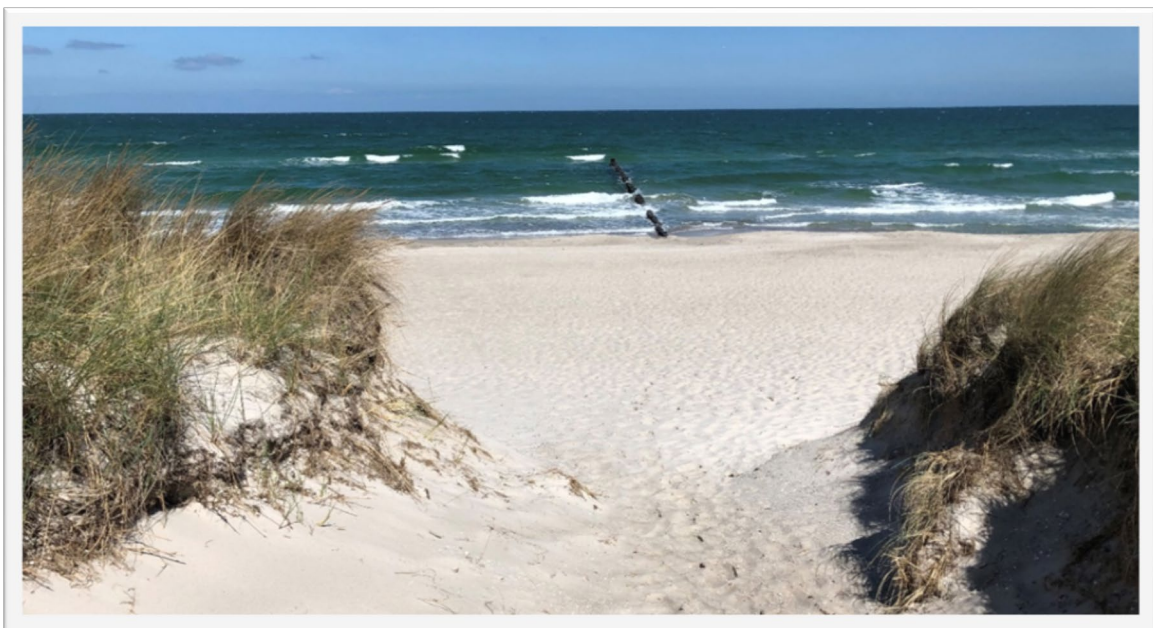
² Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Philosophisches Seminar, Leibnizstr. 6, 24118 Kiel

³ Universität Rostock, Institut für Betriebswirtschaftslehre, Ulmenstraße 69, 18057 Rostock

⁴ Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Geographisches Institut, Ludewig-Meyn-Straße 14, 24118 Kiel

fmueller@ecology.uni-kiel.de

Ökosystemleistungen – eine Einführung



Blick auf die Ostsee am Darßer Weststrand bei Ahrenshoop. (Foto: Felix Müller)

Dieses Kapitel dient als Einstieg in die Beschreibungen von Ökosystemleistungen in der Küstenzone in den folgenden Abschnitten. Ökosystemleistungen sind die natürlichen Beiträge, Güter und Nutzen, die Menschen aus den Strukturen und Funktionen von Ökosystemen beziehen. Neben den zentralen Begrifflichkeiten wird das Konzept grundsätzlich erklärt und seine Einsatzmöglichkeiten im Bereich der Analyse der Mensch-Umwelt-Beziehungen im Küstenbereich werden dargestellt.

Der Mensch ist unter sehr vielen Aspekten stark abhängig von Natur und Umwelt, und die Entwicklung der menschlichen Gesellschaft basiert in vielen Fällen auf der Funktionsfähigkeit natürlicher Prozesse: Ohne verlässliche Wechselwirkungen in Ökosystemen wären nicht nur die Nahrungsmittelproduktion, die Bereitstellung von sauberem Trinkwasser oder die Versorgung mit lebenswichtigen Substanzen, wie Sauerstoff oder Arzneistoffen, eingeschränkt. Gefährliche Umwelt-Veränderungen werden von gesunden Ökosystemen abgepuffert und deren Stoff- und Energiehaushalte werden von den natürlichen Strukturen und Prozessen gesteuert. Und schließlich basiert unser emotionales Wohlbefinden in vielerlei Hinsicht auf der Erholungswirkung und der Ästhetik der Naturlandschaft. Daher sind viele solcher Leistungen der Natur unverzichtbare Grundlagen für die Nachhaltigkeit der Entwicklung von Mensch-Umwelt-Systemen.

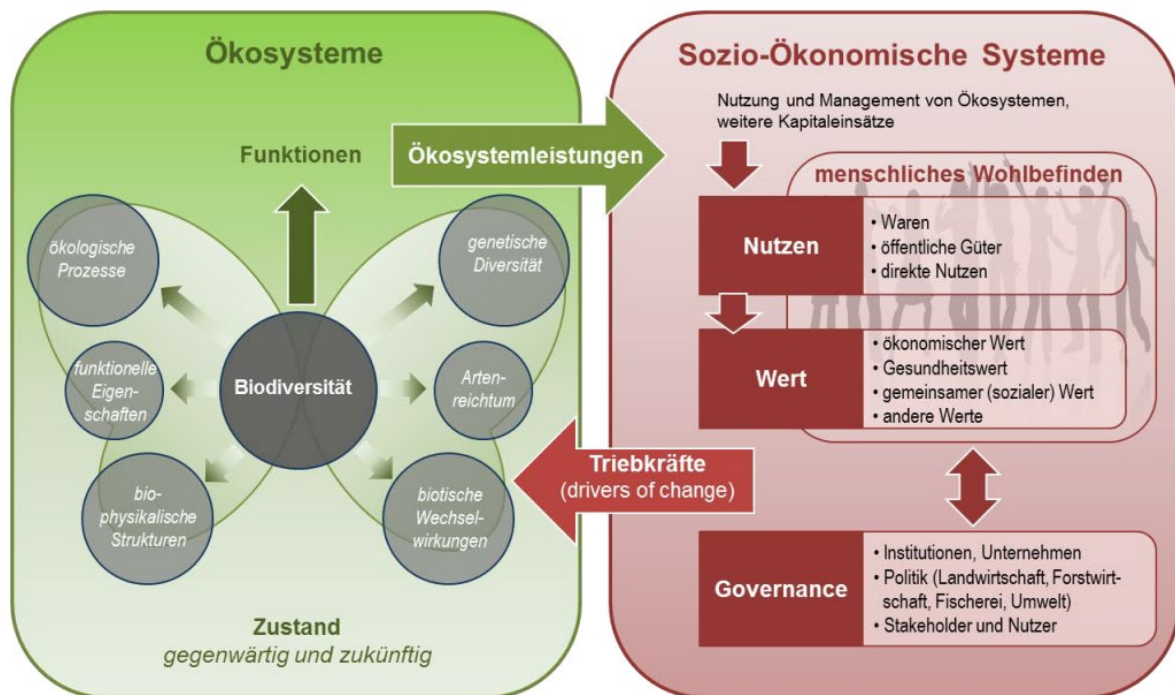


Abb. 1: Das MAES-Rahmenkonzept¹ der EU zur Bewertung und Kartierung von Ökosystemleistungen nach Maes et al. [10] und Grunewald et al. [6].

Diese *Beiträge der natürlichen Strukturen und Prozesse in Ökosystemen zur Förderung der menschlichen Wohlfahrt* werden als Ökosystemleistungen bezeichnet (vgl. [5,6,4,3]). Dabei lassen sich verschiedene Typen von Ökosystemleistungen unterscheiden:

- *Versorgungsleistungen* beziehen sich auf den gesellschaftlichen Nutzen der durch natürliche Prozesse produzierten Güter. Hierzu zählen beispielsweise Nahrungs- und Futterpflanzen, tierische Nahrungsmittel, Bau- und Brennholz, Trink- und Brauchwasser sowie viele verschiedene Rohstoffe für industrielle Prozesse. Die starke Abhängigkeit der Bevölkerung von diesen Leistungen und Produkten liegt auf der Hand.
- *Regulierende Ökosystemleistungen* produzieren gesellschaftlichen Nutzen, der sich aus der Kontrolle und der natürlichen Steuerung von ökologischen Prozessen ergibt. Diese Ökosystemleistungen sind zwar weniger leicht erkennbar, sie stellen aber umso

¹ Mapping and Assessment of Ecosystem Services

wichtigere Lebensgrundlagen für die Gesellschaft bereit. Zu nennen wären hier etwa die Klimaregulierung, die Steuerung der Wasser-, Energie- und Stoffhaushalte von Ökosystemen, die Regulierung der Luftqualität, der Nährstoffflüsse, die Verminderung von Erosionsverlusten oder die grundsätzliche Abpufferung von katastrophalen Veränderungen.

- *Kulturelle Ökosystemleistungen* basieren auf dem nicht-materiellen Nutzen für das menschliche Wohlbefinden. Hierzu zählen die Wohlfahrtswirkungen aufgrund von Erholung und Tourismus, durch den Genuss landschaftlicher Ästhetik sowie durch das Erleben von Objekten des Natur- und Kulturerbes.

Alle genannten Ökosystemleistungen beruhen auf dem Zusammenspiel von Strukturen und Prozessen in Ökosystemen. In der Abbildung 1, die als Grundlage des europäischen Programms zur Kartierung und Bewertung von Ökosystemen und ihren Leistungen (MAES) dient, finden sich die entsprechenden ökologischen Grundlagen und Wechselwirkungen auf der linken Seite. Auch in der viel diskutierten Ökosystemleistungskaskade (Abb. 2) erwächst die linke Bildseite aus den ökologischen Grundlagen in Form von Strukturen und Funktionen der Ökosysteme, welche die Grundlagen für die Ökosystemleistungspotenziale bilden (Definition siehe Box). Gesteuert durch den Bedarf der Gesellschaft (Nachfrage) wird eine Ökosystemleistung im Rahmen der Ökosystemleistungs-Flüsse konkret konsumiert.

Tab. 1: Übersicht und Definition wichtiger Ökosystemleistungen nach Burkhard et al. [2].

Versorgungsleistungen	Pflanzenproduktion für Nahrungsmittel	Anbau und Ernte von essbaren Pflanzen auf landwirtschaftlichen Flächen und in Gärten für die menschliche Ernährung
	Pflanzenproduktion für Bioenergie	Anbau und Ernte von Pflanzen für die Energiegewinnung (z. B. Silomais oder Raps)
	Pflanzenproduktion für Futtermittel	Anbau und Ernte von Futterpflanzen für Nutztiere
	Tierhaltung	Aufzucht und Verwendung von Nutztieren zur Ernährung und für die Verwendung tierischer Erzeugnisse (z. B. Milchprodukte, Wolle).
	Holz	Produktion von Holz für Bauzwecke
	Fasern	Anbau und Ernte von Naturfasern (z. B. Baumwolle, Jutesisal, Seide, Zellulose) für z. B. Tücher, Gewebe, Papier
	Holzbrennstoff	Produktion von Holz für Energiegewinnung oder Wärmeerzeugung
	Wildprodukte	Ernte von Beeren, Pilzen, (essbaren) Pflanzen, Erlegen von Wildtieren, Fischfang im Rahmen der Freizeitfischerei
	Fisch, Meeresfrüchte, Algen	Professioneller Fang von Fisch, Meeresfrüchten/Algen für Lebensmittel, Fischmehl und Fischöl
	Treibsel	Organisches Material von submersen Makrophyten (z. B. Seegrass oder Algen), das sich regelmäßig an der Küste ansammelt
	Ornamentik*	Sammlung von Naturornamenten (z. B. Muscheln, Steine/Amber, Blätter und Zweige für dekorative oder religiöse Zwecke)
	Trink- und Brauchwasser	Frischwasser zum Trinken sowie Brauch- und Nutzwasser für z. B. Landwirtschaft und Industrie
	Abiotische Energieressourcen*	Abiotische Quellen zur Energieumwandlung (z. B. Solar-, Wind-, Wasser- und Geothermie-Energien)
	Mineralien*	Mineralien, die in der Nähe der Oberfläche oder über der Oberfläche abgebaut werden (z. B. Bausand, Braunkohle, Gold)

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung der Tabelle 1

Regulierende Ökosystemleistungen	Wasserflussregulierung	Erhaltung der Basiseigenschaften des Wasserkreislaufs (z. B. Wasserspeicherung und -pufferung, natürliche Entwässerung, Bewässerung und Dürreprävention)
	Lokale Klimaregulierung	Veränderung der lokalen Klimakomponenten wie Wind, Niederschlag, Temperatur, Strahlung durch die Eigenschaften des Ökosystems
	Globale Klimaregulierung	Langfristige Speicherung von Treibhausgasen aus der Atmosphäre in Ökosystemen
	Hochwasserschutz	Schutz und Minderung von Hochwasserereignissen
	Luftqualitätsregulierung	Aufnahme/Filterung von Staub, Chemikalien und Gasen aus der Atmosphäre
	Erosionsregulierung, Wind	Bodenrückhaltung und die Fähigkeit, Bodenerosion durch Wind zu verhindern oder zu mildern
	Erosionsregulierung, Wasser	Bodenrückhaltung und die Fähigkeit, Bodenerosion durch Wasser und Erdbeben zu verhindern oder zu mildern
	Nährstoffregulierung	Die Fähigkeit eines Ökosystems, Nährstoffe zu speichern und zu recyceln, z. B. Stickstoff oder Phosphor
	Wasserreinigung	Die Fähigkeit eines Ökosystems, Wasser zu reinigen, z. B. von Sedimenten, Pestiziden, krankheitsverursachenden Mikroben und Krankheitserregern
	Krankheits- und Schädlingsregulierung	Die Fähigkeit eines Ökosystems, Schädlinge und Krankheiten zu bekämpfen
	Bestäubung	Bienen, Vögel, Fledermäuse, Motten, Fliegen, Wind, nicht fliegende Tiere tragen zur Verbreitung von Samen und zur Vermehrung vieler Pflanzen bei

Kulturelle Ökosystemleistungen	Tourismus & Naherholung	Freizeit-Aktivitäten, Sport und touristische Aktivitäten im Zusammenhang mit der lokalen Umwelt oder Landschaft
	Landschaftsästhetik & Inspiration	Visuelle Qualität der Landschaft oder ihrer Teile, die das menschliche Wohlbefinden und die Kreativität beeinflusst, beispielsweise in Kunst, Musik und Literatur.
	Wissenssysteme	Umweltbildung auf der Grundlage von Ökosystemen/Landschaften, z. B. aus dem Kontext formaler Schulen, Vermittlung von Fachwissen und traditionelles Wissen
	Kulturerbe	Werte, die der Mensch auf die Erhaltung historisch wichtiger (Kultur-) Landschaften und Landnutzungsformen (Kulturerbe) legt
	Regionale Identität/ Heimatgefühl	Elemente oder Prozesse von Ökosystemen, die zur individuellen Identität einer Person beitragen (Zugehörigkeitsgefühl) oder die Gruppenidentität der Menschen stärken
	Naturerbe & Biodiversität	Der Existenzwert der Natur und der Arten selbst, der über den wirtschaftlichen oder menschlichen Nutzen hinausgeht

* keine Ökosystemleistungen im engeren Sinne, weil abiotisch erzeugt; aber wichtige Produkte für Management und Entscheidungsfindung

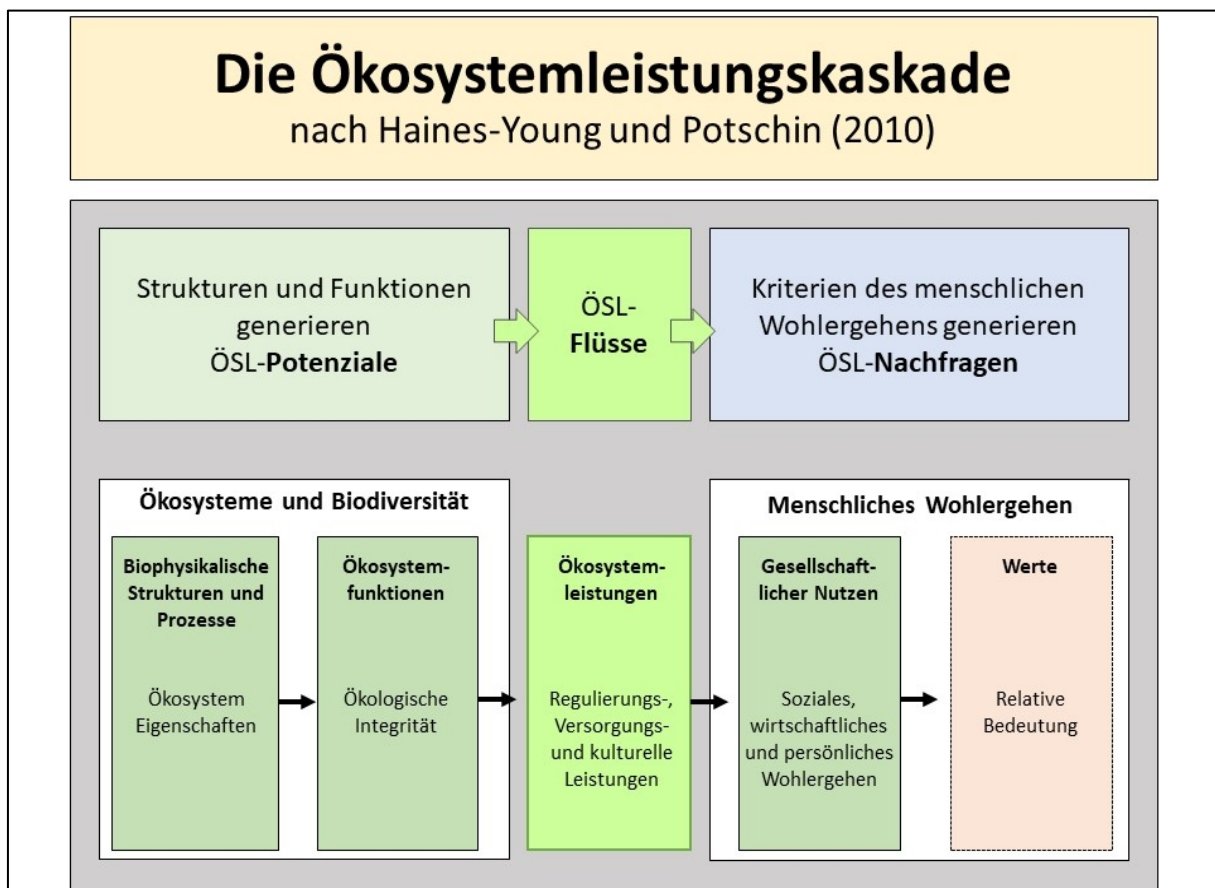


Abb. 2: Die Ökosystemleistungskaskade nach Haines-Young und Potschin [7]; ÖSL = Ökosystemleistung.

Es wird zwischen Ökosystemleistungspotenzialen, -flüssen und -nachfragen unterschieden.

- Die **Ökosystemleistungspotenziale** entsprechen einer hypothetischen, maximalen Ernte oder Nutzung der Ökosystemleistungen, unabhängig davon, ob sie aktuell genutzt bzw. nachgefragt werden.
- Die **Ökosystemleistungsflüsse** beziehen sich auf die tatsächlich genutzten Ökosystemleistungen.
- Die **Nachfrage** nach Ökosystemleistungen wird durch den Bedarf der Gesellschaft, bestimmter Interessengruppen oder Einzelpersonen bestimmt.

Beispiel: In einem Wald entspricht das Ökosystemleistungspotenzial für Holz und Holzbrennstoff den Holzvorräten der Bäume. Basierend auf der gesellschaftlichen Nachfrage und abhängig vom Management-Regime wird ein Teil der Bäume gefällt und das Holz genutzt. Diese Nutzung entspricht dem Ökosystemleistungsfluss.

Die produzierten Ökosystemleistungen werden nach der direkten Nutzung im sozio-ökonomischen Teil-System (rechte Hälfte der Abb. 1 und 2) wirksam. Sie unterstützen das menschliche Wohlbefinden und erfahren daher eine Wertschätzung.

Aufgrund ihrer jeweiligen Bedeutung, Nutzbarkeit und ihrer Verfügbarkeit wird den Ökosystemleistungen ein bestimmter Wert zugeordnet. Dieser kann ökonomischer, sozialer, ökologischer oder ethischer Art sein. Derartige Bewertungs-Ansätze wurden im Küstenumfeld von verschiedenen Autoren angewendet. So stellen etwa die Konzepte von Beaumont et al. [1] oder die Analysen von Liqueste et al. [8,9] gute Grundlagen für eine regionalisierende Anwendung des Ökosystemleistungskonzepts dar [10].

Das gesellschaftliche Management dieses Wertgefüges und die Abwägung von umweltrelevanten Aktivitäten führen zu bestimmten Triebkräften, die sich auf die Struktur des Mensch-Natur-Komplexes auswirken. Im günstigsten Fall sind sie an den Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung ausgerichtet. Hieraus ergibt sich die hohe Bedeutung des Ökosystemleistungs-Konzepts für Umweltpolitik und -Management: Wenn es gelingt, die Veränderungen der Ökosystemleistungen als Argumente und Indikatoren in politische Entscheidungen einzubeziehen, werden wichtige Umwelteigenschaften als grundlegende Parameter für das menschliche Wohlbefinden einbezogen und es können nachhaltige Strategien leichter gefunden und effizienter umgesetzt werden.

Für eine solche Integration von Ökosystemleistungen in politisches und administratives Handeln sind intensive Untersuchungen und Prozess-Optimierungen erforderlich. In den Vorhaben BACOSA und SECOS wurde das Ökosystemleistungskonzept hinsichtlich seiner Anwendbarkeit im Küstenbereich getestet und weiterentwickelt. Hierbei wurden wichtige Leistungen sowohl qualitativ (z. B. durch Expertenbefragungen) als auch quantitativ (z. B. durch Messungen, statistische Auswertungen, Befragungen oder Modelle) gekennzeichnet, ihre historische Entwicklung im Ostseeraum wurde verfolgt, die räumliche Verteilung von Ökosystemleistungspotenzialen wurde kartiert und es sollen Möglichkeiten zur vertieften Anwendung des Konzepts vorangetrieben werden. Dies geschah im BACOSA-Verbund anhand von drei Schwerpunkt-Bereichen, die im Folgenden anhand einiger Beispiele vorgestellt werden:

1. *Ökologische Bewertungsverfahren* greifen auf die umweltbezogenen Originaldaten zurück und schildern die Verteilung und Entwicklung von Ökosystemleistungen anhand der Transfers und Speicherungen von Biomasse, Information, Energie und Stoffen. Deren Bewertung fußt auf dem Vergleich von ökologischen Zustandsgrößen, physikalisch-chemischen oder geowissenschaftlichen Daten – etwa vor und nach einem Eingriff. Die erfolgten Arbeiten zu diesem Feld werden im Folgenden zunächst von Tim und Marion Kruse anhand von zwei Beispielen eingeführt. Sabine Bicking und Felix Müller setzen die Schilderung mit einer Vorstellung der Ökosystemleistungs-Matrix und ihrer Anwendungsmöglichkeiten fort. Eine Matrix-Nutzung aus dem direkten Küstenbereich mit intensiver Anwendung geographischer Informationssysteme wird dann von Kai Ahrendt und Ivana Ruljevic dokumentiert.
2. *Ökonomische Bewertungsverfahren* nutzen monetäre Einheiten, um die Wichtigkeit und Bedeutung von Umweltleistungen zu beurteilen. Sie werden in einem der folgenden Beiträge von Katharina Poser und Martin Benkenstein anhand von Befragungen zur Priorisierung von Erholungsfunktionen in unterschiedlichen Kombinationen exemplarisch geschildert.

3. Die *ethischen Bewertungsverfahren* richten sich an die Aktivierung und den Vergleich unterschiedlicher Wertesysteme. Im anschließenden Text werden sie von Margarita Berg und Konrad Ott angewendet, um die Entwicklung kultureller Ökosystemleistungen an der Ostseeküste unter philosophischen Aspekten zu analysieren.

Literatur

- [1] Beaumont, N. J., Austen, M. C., Atkins, J., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. P., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A. H., Starkey, D. J., Townsend, M. & Zarzycki, T., 2007. Identification, Definition and Quantification of Goods and Services provided by Marine Biodiversity: Implications for the Ecosystem Approach. *Marine Pollution Bulletin* 54: 253–265.
- [2] Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online* 34: 1-32, DOI: [10.3097/LO.201434](https://doi.org/10.3097/LO.201434).
- [3] Burkhard, B. & Maes, J. (Hrsg.), 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia.
- [4] Chicharo, L., Müller, F. & Fohrer, N., 2015. *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*. Springer Dordrecht, Heidelberg, London, New York.
- [5] Grunewald, K. & Bastian, O. (Hrsg.), 2012. *Ökosystemdienstleistungen*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- [6] Grunewald, K., Walz, U., Herold, H. & Syrbe, R.-U., 2015. Ökosystemleistungen erfassen und bewerten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47 (10): 305–310.
- [7] Haines-Young, R. & Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. G. & Frid, C. L. J. (Hrsg.). *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press.
- [8] Liqueste, C., Piroddi, C., Drakou, E. G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A. & Egoh, B., 2013. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLoS ONE* 8: e67737.
- [9] Liqueste, C., Zulian, G., Delgado, I., Stips, A. & Maes, J., 2013. Assessment of coastal protection as an ecosystem service in Europe. *Ecological Indicators* 30: 205–217.
- [10] Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Paracchini, M. L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P. H., Condé, S., Schägner, J. P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J. I., Pereira, H. M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Gelabert, E.-R., Spyropoulou, R., Petersen, J. E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Murphy, P., Fritz, M., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Raquez, P., Vandewalle, M., Connor, D. & Bidoglio, G., 2013. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. Luxembourg. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/.

Tim Kruse¹, Marion Kruse¹

¹ Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abt. Ökosystemmanagement, Olshausenstrasse 75, 24118 Kiel

tkruse@ecology.uni-kiel.de

Ökologische Bewertung von Ökosystemleistungen

1 Einleitung

Bei der ökologischen Bewertung von Ökosystemleistungen ist eine genaue Abgrenzung der ökologischen Prozesse und Strukturen als Beitrag zum menschlichen Wohlergehen nicht immer eindeutig. Dies beruht auf der Tatsache, dass die zahlreichen Prozesse im Ökosystem auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen verknüpft sind. Um eine sogenannte doppelte Bewertung zu vermeiden, muss daher als erster Schritt eindeutig eingegrenzt sein, was als Ökosystemleistung betrachtet und bewertet werden soll. Da das Konzept der Ökosystemleistungen in seiner jetzigen Form erst in jüngster Zeit an Bedeutung zunimmt (vgl. [1]), stehen noch nicht für alle Ökosystemleistungen exakte ökologische Daten und Methoden zur Verfügung. Gerade viele biologische Daten beschreiben zwar die ökologischen Aspekte treffend, beinhalten aber oft nur ungenaue Informationen über den Beitrag zum menschlichen Wohlergehen. Somit ergibt sich die Notwendigkeit, Daten und Informationen entweder neu zu erheben oder mit einem gewissen Grad an Verallgemeinerung zu interpretieren.

Der Untersuchungsraum der deutschen Ostsee und Ostseeküste ist naturräumlich weit gefächert. Von der Flensburger Förde bis Usedom reihen sich unterschiedliche Ökosysteme (z. B. Wälder, Äcker und Grünland) und Nutzungen (z. B. Siedlungen, Schutzgebiete und militärische Sperrgebiete) aneinander und teilweise überschneiden sie sich auch. Der marine Bereich der deutschen Ostsee ist im Vergleich zum terrestrischen Ökosystem weniger deutlich abzugrenzen, da sich die aquatischen Habitate zeitlich und räumlich stärker verändern als am Land. Darüber hinaus stehen die grundlegenden Daten für eine ökologische Bewertung nicht in der gleichen räumlichen und zeitlichen Auflösung zur Verfügung. Wassertiefe und Trübung setzen hierbei meist die Grenzen für eine einfache Datenerhebung im Vergleich zum Land. Durch das Zusammenwirken der unterschiedlichen terrestrischen und marinen Ökosysteme werden viele verschiedene Ökosystemleistungen bereitgestellt. Deren große Bedeutung für den Menschen wird besonders durch die jährliche Zunahme an Touristen im Bereich der Ostseeküste – nicht nur in den Sommermonaten – deutlich.

Im Folgenden wird anhand zweier Beispiele aufgezeigt in wieweit sich Ökosystemleistungen anhand diverser Parameter ökologisch beschreiben lassen sowie welche Chancen, aber auch welche Probleme für das Management daraus resultieren können.

2 Vom Meer zu den Küsten und zum Menschen – Zwei Beispiele

2.1 Beispiel 1: Miesmuscheln – eine bedeutende Art für zweierlei Ökosystemleistungen

Der Mensch nutzt das Meer als Nahrungsquelle bereits seit Jahrtausenden. Für eine ökologische Bewertung ist es auch wichtig, sowohl die ökologischen als auch die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen zu betrachten. Eine längerfristige Betrachtung der besonders relevanten Ökosystemleistungen liefert einen Einblick in den Wandel der Bedeutung und Betrachtung einiger Ökosystemleistungen.

Beispielsweise ist die Muschelnutzung der für den menschlichen Verzehr bedeutendsten Art an der deutschen Ostseeküste – der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) – durch die besonderen ökologischen Bedingungen (z. B. Salinitätsgradient) geprägt. Sie war daher in der deutschen Ostsee immer als Sonderform der Meeresnutzung zu betrachten und verschiedene Muschelkulturformen wurden erprobt (vgl. [3]).

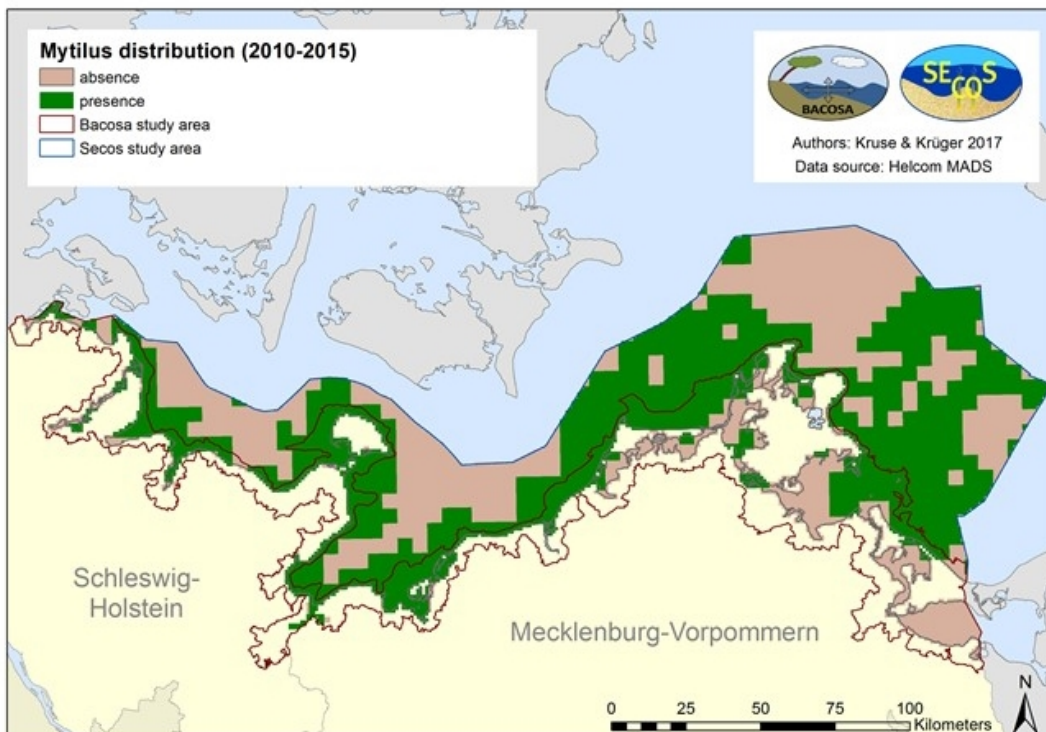
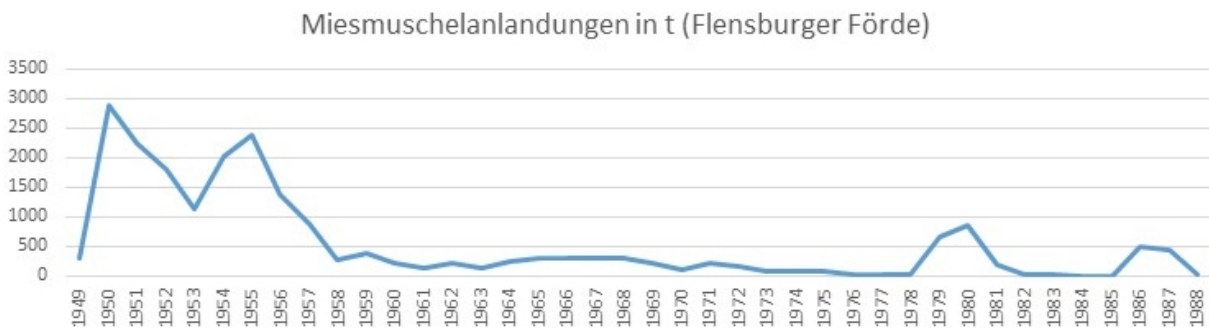


Abb. 1: Abnahme der Miesmuschelanlandungen in der Flensburger Förde (1949-1988) (aus: [6,3]) sowie modellierte Verbreitung *Mytilus edulis* im Untersuchungsgebiet BACOSA II / SECOS-Synthese (aus: [2]).

Die Darstellung der geernteten Mengen an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (Abb. 1 oben) spiegelt die ökologischen Bedingungen der vergangenen Jahre wider. Die Auswertung von statistischen Quellen, sofern vorhanden, erweist sich hier als eine der einfachsten ökologischen Bewertungsmethoden. Die Schwankungen der Erntemengen im Laufe der Jahre gehen mit Eutrophierung, Verschlammung, Sauerstoffmangel und Verödung der Habitats sowie dem daraus resultierenden Muschelsterben Hand in Hand. Die Nutzung der Miesmuscheln an der Ostsee nach dem 2. Weltkrieg ist primär als Versorgungsleistung zu sehen. In heutiger Zeit werden die Wildmiesmuschelfischerei in der Flensburger Förde sowie die Hängekultur in der Kieler Förde nur noch von zwei Betrieben durchgeführt. Aktuelle Daten zur Erntemenge werden daher in den offiziell veröffentlichten Statistiken geheim gehalten und stehen somit für eine Bewertung nicht mehr zur Verfügung. Dies ist ein generelles Problem in der Verwendung von Statistiken für die Bewertung von Ökosystemleistungen: wenige relevante Statistiken liegen durchgängig für einen längeren Zeitraum mit der gleichen Erhebungsmethodik vor. Oft ändern sich Definitionen und der räumliche Bezug (z. B. Neuordnung von Landkreisen und Gemeinden), so dass eine genaue Interpretation der Analyse für das Ableiten von Managementzielen dringend nötig ist.



Abb. 2: Miesmuschelkultur in der Kieler Förde (Fotos: Kruse 2018).

Die ökologischen Auswirkungen der Wildmiesmuschelnutzung in der Flensburger Förde wurden in den letzten Jahren mehrfach auch in der Öffentlichkeit diskutiert. Eine Alternativnutzung in Form von Aquakultur wird in der Kieler Förde (Abb. 2) sowie über die Landesgrenzen hinaus erprobt. Aus heutiger Sicht wird die Verbreitung und

Nutzung der Miesmuscheln auch im Sinne der positiven Wirkung auf die Wasserqualität durch Nährstoffentzug und Gegenwirkung zur Eutrophierung (= Regulierungsleistungen) diskutiert (vgl. [5]), vgl. potenzielles Verbreitungsgebiet der Miesmuschel in Abb. 1). Aufgrund des von West nach Ost abnehmenden Salzgehaltes der Ostsee nehmen der Bestand und die Größe der Miesmuscheln, deren Wachstum an den Salzgehalt gekoppelt ist, ab. Daher ist eine Anlandung und Verwendung für den menschlichen Konsum nicht entlang der gesamten deutschen Ostsee von Bedeutung. Dieses Beispiel zeigt eine große räumliche und zeitliche Veränderung in der Betrachtung und somit auch Bewertung von Ökosystemleistungen, welche durch eine der Hauptarten in der Ostsee bereitgestellt werden.

2.2 Beispiel 2: Vom Seegras im Meer zum Treibsel am Strand

Viele Ökosystemleistungen werden von zahlreichen Ökosystemen und deren Wechselwirkungen bereitgestellt. Außerdem zeigt das folgende Beispiel, wie wichtig es ist, alle Zusammenhänge für ein erfolgreiches Management zu betrachten, da räumliche Aspekte entscheidende Informationen liefern.

Makrophyten spielen für viele der Regulierungsleistungen (u. a. Nährstoffe, Kohlenstoffspeicher und Sedimentstabilisierung), neben den grundlegenden ökologischen Funktionen als Habitat für Meereslebewesen, eine bedeutende Rolle (vgl. [4]). Die unterschiedlichen Arten geben auch Rückschlüsse zum vorhandenen Meeresediment. Seegras (*Zostera marina*) wächst auf weichem Substrat, während Blasenentang (*Fucus* spp.) hartes Substrat benötigt. Eingriffe durch den Menschen im direkten Küstenbereich in den vergangenen Jahrzehnten werden durch eine veränderte Artenzusammensetzung deutlich. Für den Küstenschutz verwendete Steine und Sedimente liegen nicht mehr in der ursprünglichen Art und Weise als Habitate vor. Ein Rückgang der bedeutenden Makrophyten ist in den vergangenen Jahren auch durch Veränderungen in der Wasserqualität und Temperatur zu beobachten. Dies hat weitreichende ökologische Konsequenzen für das gesamte Ökosystem.

Seegras und Algen werden jedes Jahr im Strandbereich angespült und in dieser Form als Treibsel bezeichnet. Je nach räumlicher Lage und Witterung kann dies sehr unterschiedlich entlang der Küste aussehen (Abb. 3). Für den Menschen entstehen dann, gerade in intensiv (touristisch) genutzten Küstenbereichen, diverse Einschränkungen. In vergangenen Dekaden wurde das angespülte Material oft für unterschiedliche Zwecke verwendet (z. B. als Dünger in der Landwirtschaft und als Füllmaterial in Kissen und Matratzen). Zwischenzeitlich hat sich das natürlich angespülte Material für Naherholung und Tourismus am Strand als negativer Beitrag der Natur etabliert. Viele Menschen fühlen sich dadurch in ihrer Strandnutzung beeinträchtigt und Gemeinden betreiben einen großen (finanziellen) Aufwand bei der regelmäßigen Entsorgung des Treibsel. In jüngster Zeit haben sich diverse Überlegungen und Pilotprojekte zur nachhaltigen Nutzung des Treibsel entwickelt, die auch im Rahmen der kulturellen Ökosystemleistungen als (außerschulische) Bildung eine Rolle spielen. Für die Bewertung im Sinne einer Quantifizierung der Ökosystemleistung ist zu berücksichtigen, dass beispielsweise nur für einige Strandabschnitte Daten über die Menge an angespültem Treibsel vorliegen und eine umfangreiche Kosten-Nutzen-Analyse aussteht. Jedoch hat sich gezeigt, dass nachhaltigere Managementstrategien unter der Berücksichtigung der wechselwirkenden Ökosystemleistungen einen größeren Beitrag zum menschlichen Wohlergehen liefern können.



Abb. 3: Treibsel am Strand (Fotos: Kruse 2018).

3 Schlussfolgerung

Die Anwendung des Ökosystemleistungskonzepts, u. a. für den deutschen Ostseeraum, zeigt in den ersten Ergebnissen die große Bedeutung als Informations- und Diskussionsquelle für eine nachhaltige Nutzung von Ökosystemen. Insbesondere durch technischen Fortschritt wird das größte Problem in der ökologischen Bewertung – das Fehlen von detailreichen Daten – voraussichtlich Schritt für Schritt in naher Zukunft verringert. Die Kenntnisse und Informationen über Meere und Küsten sind bei weitem noch nicht so umfangreich, wie für terrestrische Ökosysteme. Um aber das Zusammenspiel von Meer-Küste-Land zu verstehen und nachhaltig zu managen, sind langfristige Untersuchungen und Daten nötig. Einige sehr dynamische Ökosystemleistungen, wie beispielsweise Regulierungsleistungen, können nur mittels Modellierung interdisziplinär analysiert und interpretiert werden. Grundvoraussetzung ist ein fundiertes Messkonzept, welches Eingangsdaten für eine aussagekräftige Modellierung liefert.

Der Versuch einer historischen Analyse von Ökosystemleistungen zeigt, dass sich einerseits die Bedeutung ausgewählter Ökosystemleistungen aufgrund von gesellschaftlichen Veränderungen stark wandeln kann (z. B. marine Versorgungsleistungen und Freizeitverhalten in Bezug auf kulturelle Ökosystemleistungen). Andererseits konnte gezeigt werden, dass eine einheitliche Betrachtung durch Raum und Zeit nicht immer wünschenswert ist, um auf Besonderheiten sowohl im Ökosystem, als auch in der Gesellschaft einzugehen. Die Auswahl der Bewertungsgrundlage muss in Abstimmung mit den Zielen erfolgen.

Literatur

- [1] Burkhard, B., Maes, J., Potschin-Young, M. B., Santos-Martín, F., Geneletti, D., Stoev, P., Kopperoinen, L., Adamescu, C. M., Esmail Adem, B., Arany, I., Arnell, A., Balzan, M., Barton, D. N., van Beukering, P., Bicking, S., Borges, P. A. V., Borisova, B., Braat, L., Brander, L. M., Bratanova-Doncheva, S., Broekx, S., Brown, C., Cazacu, C., Crossman, N., Czúcz, B., Daněk, J., Groot, R., Depellegrin, D., Dimopoulos, P., Elvinger, N., Erhard, M., Fagerholm, N., Frélichová, J., Grêt-Regamey, A., Grudova, M., Haines-Young, R., Inghe, O., Kallay, T. K., Kirin, T., Klug, H., Kokkoris, I. P., Konovska, I., Kruse, M., Kuzmova, I., Lange, M., Liekens, I., Lotan, A., Lowicki, D., Luque, S., Marta-Pedroso, C., Mizgajski, A., Mononen, L., Mulder, S., Müller, F., Nedkov, S., Nikolova, M., Östergård, H., Penev, L., Pereira, P., Pitkänen, K., Plieninger, T., Rabe, S., Reichel, S., Roche, P. K., Rusch, G., Ruskule, A., Sapundzhieva, A., Sepp, K., Sieber, I. M., Hribar Šmid, M., Stašová, S., Steinhoff-Knopp, B., Stępniewska, M., Teller, A., Vackar, D., van Weelden, M., Veidemane, K., Vejre, H., Vihervaara, P., Viinikka, A., Villoslada, M., Weibel, B. & Zulian, G., 2018. Mapping and assessing ecosystem services in the EU - Lessons learned from the ESMERALDA approach of integration. *One Ecosystem* 3: e29153. DOI: [10.3897/oneeco.3.e29153](https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e29153).
- [2] HELCOM HOLAS II Dataset: *Mytilus* distribution, 2017. Download: <http://maps.helcom.fi/web-site/mapservice/> (Letzter Zugriff April 2017).
- [3] Meixner, R., 1990. Zur Muschelnutzung in der Flensburger Förde. *Archiv für Fischereiwissenschaft* 40 (1/2): 87–99.
- [4] Paar, M., Li, H.-T. & Blindow, I., 2019. Trophische Interaktionen. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 85–98.
- [5] Schernewski, G., Inácio, M. & Nazemtseva, Y., 2018. Expert Based Ecosystem Service Assessment in Coastal and Marine Planning and Management: A Baltic Lagoon Case Study. *Frontiers in Environmental Science* 6: 19. DOI: [10.3389/fenvs.2018.00019](https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00019).
- [6] Statistische Jahrbücher Schleswig-Holstein (Jahrgänge 1952-1982): Kleine Hochsee- und Küstenfischerei der Ostsee. Eigene Zusammenstellung.

Konrad Ott¹, Margarita Berg¹

¹ Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Philosophie und Ethik der Umwelt, Leibnizstraße 6, 24118 Kiel

ott@philsem.uni-kiel.de

Identifikation und qualitative Untersuchung von kulturellen Ökosystemleistungen aus ethischer Perspektive



Blick vom Kieler Westufer über die Förde in Richtung Laboe. (Foto: Berg 2016)

Die Wertschätzung der kulturellen Leistungen der deutschen Ostseeküste war in den vergangenen 140 Jahren zahlreichen Veränderungen unterworfen, die auch einen Wandel in den zugrundeliegenden Werten und Moralvorstellungen widerspiegeln. Es zeigen sich jedoch auch Kontinuitäten, z. B. hinsichtlich der Beweggründe für einen Urlaub an der Ostseeküste oder der natur- und landschaftsbezogenen Motivwahl von Malern und Hobbyfotografen.

Das Forschungsprojekt untersucht erstmalig kulturgeschichtliche Entwicklungen im Bereich des Ostseebäder-Tourismus aus der Perspektive des Ökosystemleistungsansatzes unter besonderer Berücksichtigung der kulturellen Leistungen. Es möchte verdeutlichen, dass die Landschaften der deutschen Ostseeküste einen unersetzlichen Bestand an kulturell geprägten Naturgütern darstellen, die die ökologische Grundlage dieser Leistungen sind und daher in Zukunft eher stärker geschützt und renaturiert werden sollten. Die Anerkennung kultureller Leistungen bietet somit Chancen für eine breiter angelegte Begründung von Naturschutzmaßnahmen im Kontext der Ökosystemleistungsdebatte.

1 Einleitung

Neben Versorgungs- und Regulierungsleistungen lassen sich auch die sogenannten kulturellen Ökosystemleistungen untersuchen. Im Rahmen des Projektes wurden folgende kulturelle Leistungen näher beleuchtet:

- auf Natur bezogener Tourismus und Naherholung,
- Landschaftsästhetik und Inspiration durch Ökosysteme,
- außerschulische Wissenssysteme mit Naturbezug,
- kulturelles Erbe und symbolische Bedeutung von Natur,
- Naturerbe,
- regionale Identität und Heimat.

Kulturelle Leistungen unterscheiden sich von den anderen Ökosystemleistungskategorien vor allem dadurch, dass die Möglichkeiten dazu zwar von Ökosystemen erzeugt und bereitgestellt werden, die Leistungen an sich jedoch erst durch das Wechselspiel mit menschlichen Kulturpraktiken entstehen. Kulturelle Traditionen sind also immer mit vorausgesetzt, wenn von kulturellen Ökosystemleistungen die Rede ist. Daher plädieren einige Wissenschaftler dafür, kulturelle Leistungen nicht als Ökosystemleistungen im engeren Sinne zu behandeln, weil sie nicht aus rein ökologischen Interaktionen entstehen und sich oft nicht auf bestimmte Ökosystemprozesse und -komponenten zurückführen lassen [4]. Wir haben sie im Projekt dennoch untersucht, um sämtliche Aspekte beleuchten zu können, die Ökosysteme und Landschaften zum menschlichen Wohlergehen beitragen. Außerdem sind die kulturellen Leistungen häufig die Ökosystemleistungen, die von Menschen (im Gegensatz vor allem zu Regulierungsleistungen) am unmittelbarsten erfahren und intuitiv wertgeschätzt werden, wenn auch nicht unbedingt unter dem Begriff ‚Ökosystemleistung‘. Es handelt sich aus humanwissenschaftlicher Perspektive um naturbezogene Wertschätzungen.

Kulturelle Ökosystemleistungen sind stark von menschlichen Wahrnehmungen und Wertschätzungen geprägt und lassen sich in der Regel nur bedingt in bloßen Zahlen oder Geldwerten ausdrücken bzw. messen. Dies wird in der Fachliteratur häufig als Problem dargestellt, kann allerdings auch eine Chance sein, andere Wissensbestände in die Bewertung einfließen zu lassen, was wir im Ergebnisteil darstellen wollen. Eine Zusammenstellung quantitativer Daten ist zwar grundsätzlich für einige Leistungen möglich (zum Beispiel über Statistiken zum Naturtourismus, die Größen von Naturschutzgebieten oder Zahlungsbereitschaftsanalysen), im Hinblick auf eine ethische Bewertung aussagekräftiger sind jedoch die qualitativen Dimensionen von kulturellen Leistungen. Wir möchten uns in unserem Beitrag daher auf diese Informationen konzentrieren, die oft in Schriftform, aber auch als Bilder vorliegen und das Beschreiben und Verstehen von Zusammenhängen ermöglichen.

Bei der ethischen Bewertung (von Ökosystemleistungen) spielen Reflexion und Argumentation eine bedeutende Rolle. Wir suchen also beispielsweise nach Argumenten für die Aufrechterhaltung verschiedener Ökosystemleistungen und hinterfragen diese kritisch vor dem Hintergrund möglicher Konflikte mit anderen gesellschaftlichen Handlungszielen. Allgemein lässt sich in Argumentationen für den Naturschutz unterscheiden zwischen Angewiesenheitsargumenten, eudaimonistischen Argumenten und moralischen Argumenten im engeren Sinne (siehe Box).

Kategorien von Argumenten in der ethischen Bewertung

- Angewiesenheitsargumente: beziehen sich auf die grundlegende Angewiesenheit des Menschen auf bestimmte Elemente und Leistungen der Natur (vor allem relevant in Bezug auf Versorgungs- und Regulierungsleistungen)
- Eudaimonistische Argumente: beziehen sich auf Werte, die im Zusammenhang mit einem guten, gelingenden menschlichen Leben stehen; in Bezug auf Natur beispielsweise Erholung und körperliche Betätigung in der Natur, Naturästhetik, Differenz (zwischen Natur und urbanen / industriellen Räumen) und territoriale Bindung [7]
- Moralische Argumente im engeren Sinne: beziehen sich auf einen Selbstwert oder einen gottgegebenen Wert bestimmter Naturwesen bzw. auf Verpflichtungen gegenüber zukünftigen Generationen

Beim Vergleich mit den kulturellen Ökosystemleistungen fällt sofort auf, dass es große Überschneidungen zwischen eudaimonistischen Werten und kulturellen Leistungen bzw. Werten gibt. Daher können eudaimonistische Argumente für die Aufrechterhaltung kultureller Ökosystemleistungen (und somit für den Schutz der ihnen zugrundeliegenden Ökosysteme) stark gemacht werden.

2 Ergebnisse

Anhand von zwei ausführlicheren Beispielen, nämlich Tourismus sowie Landschaftsästhetik, wollen wir im Folgenden einige Ergebnisse der ethischen Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen darstellen. Im Anschluss daran fassen wir kurz einige Resultate zu den anderen kulturellen Leistungen zusammen.

2.1 Tourismus

Aus ethischer Perspektive interessieren uns vor allem die unterschiedlichen Beweggründe, die Touristen in den vergangenen rund 140 Jahren dazu bewogen haben, ihren Urlaub an der deutschen Ostseeküste zu verbringen, und die Konflikte, die dadurch zwischen unterschiedlichen Touristengruppen bzw. zwischen Touristen und Anwohnern entstehen können. Folgende zentrale Beweggründe mit Bezug zu Küstenökosystemen lassen sich ausmachen:

- Seeluft/ -wasser zur Gesundheitsförderung,
- Badeleben und Geselligkeit (unabhängig von Gesundheitsaspekten),
- Wassersport,
- künstlerische Inspiration,
- (staatlich organisierte) Erholung vom Stadtleben,
- Naturerleben.

Diese Tourismusbereiche gehen teilweise weiter zurück als der Untersuchungszeitraum des Projektes (beispielsweise wurde das erste Seebad an der deutschen Ostseeküste im Jahre 1793 gegründet), sind jedoch in unterschiedlicher Gewichtung noch heute zu finden und spielen Umfragen zufolge nach wie vor eine wichtige Rolle bei der Wahl der Urlaubsregion [3 (S. 32 f.)].

Bei diesen Motivationen und Wertbezügen findet sich also einerseits eine gewisse Kontinuität, andererseits sind sie stets starkem Wandel unterworfen, wie sich am Beispiel des Badeurlaubs zeigt. Nicht nur die Bademode, sondern auch der Zugang zum Wasser (zunächst vom Badekarren, später vom Steg in der Badeanstalt, schließlich direkt vom Strand aus) hat sich mit den Jahren und im Angesicht der vorherrschenden Vorstellungen von Schicklichkeit stark verändert [6]. Heute sind viele Elemente des historischen BADELEBENS mit gänzlich neuen Werten verknüpft (beispielsweise Badekarren als Trauungsstätten) oder dienen in erster Linie dazu, das Strandgefühl auch in strandferne Bereiche zu transportieren (zum Beispiel Strandkörbe vor Gaststätten in der Kieler Innenstadt).



Abb. 1: Hafen auf dem Holm in Schleswig (Foto: Berg 2018)

Auch das ‚Fischerleben‘ bildet einen wichtigen Anziehungsfaktor für Touristen (Abbildung 1). Zwar ist die ökonomische Bedeutung der Fischerei an der deutschen Ostseeküste in den letzten Jahrzehnten stark gesunken, aber trotzdem (oder vielleicht gerade deswegen) kommt ihr eine große kulturelle Bedeutung zu. In den letzten Jahren wurden zahlreiche Fischerskulpturen in den Küstengemeinden aufgestellt, außerdem locken verschiedene mehr oder weniger traditionelle Fischerfeste und die allgegenwärtigen Fischbrötchen-Stände Besucher an. Besonders angepriesen wird auch der Anblick von Fischerbooten und ‚echten‘ Fischerhäfen, wie sie beispielsweise noch in Freest oder auf dem Holm in Schleswig zu finden sind [9].

2.2 Landschaftsästhetik und Inspiration

Die deutsche Ostseeküste zieht seit Jahrhunderten Künstler an, die ihre Eindrücke in verschiedenste Kunstformen wie Gemälde, Skulpturen, Gedichte, Musikstücke usw. einfließen lassen. Im Hinblick auf die Erfassung dieser Inspirationen und ihrer Wirkung auf die menschliche Einbildungskraft (Imagination) als Ökosystemleistung ist es interessant zu untersuchen, welche Bestandteile von Ökosystemen den Künstlern tatsächlich als Grundlage zu ihren Werken dienten.

Die Motivwahl von Malern im Untersuchungszeitraum wollen wir hier beispielhaft anhand der Gemälde der frühen Phase der Ahrenshooper Künstlerkolonie darstellen. Diese Künstlerkolonie wurde im Jahr 1892 gegründet, da sich die Künstler vom besonderen Licht an der Küste, der Schönheit der Landschaft und dem ‚einfachen‘ Leben auf dem Dorf angezogen fühlten [2]. Folgende Elemente der Küstenlandschaft inspirierten die Maler vornehmlich zu ihren Werken:

- die strandnahe Ostsee (z. B. Louis Douzette, *An der Ostsee*, 1898),
- Dünen (z. B. Georg Kaulbach, *Stranddüne Ahrenshoop*, 1920),
- Windflüchter (z. B. Paul Müller-Kaempff, *Kiefern am Strand*, um 1910),
- Boddengewässer mit/ohne Boote (z. B. Friedrich Wachenhusen, *Abend am Bodden*, um 1905),
- reetgedeckte Häuser (z. B. Elisabeth von Eicken, *Das Dornenhaus in winterlichem Tauschnee*, 1890),
- Boddenviesen mit/ohne Vieh (z. B. Fritz Grebe, *Boddenviesen*, um 1895),
- Hafenszenen (z. B. Carl Malchin, *Hafen von Wustrow mit Wäscherinnen*, um 1890),
- die Steilküste (z. B. Dora Koch-Stetter, *Hohes Ufer*, um 1913).

Insgesamt fällt auf, dass die Künstler einen besonderen Fokus auf unterschiedliche Lichtstimmungen sowie auf Wetter- und Jahreszeitenveränderungen legten, wie zum Beispiel die Bilder von Paul Müller-Kaempff und von Elisabeth von Eicken zeigen. Im Zentrum ihres Interesses standen dabei vor allem Landschaftselemente, die auch heute noch die Begeisterung von Touristen und Anwohnern wecken, was sich beispielsweise auf den Werbefotos der Tourismus-Webseiten und auf Portalen für Hobbyfotografen widerspiegelt.

2.3 Weitere kulturelle Leistungen

Im Hinblick auf außerschulische Wissenssysteme haben wir uns vor allem mit Naturlehrpfaden und Naturbildungsangeboten (Führungen, Mitmach-Aktionen etc.) im Untersuchungsgebiet beschäftigt. Während der erste deutsche Naturlehrpfad bereits im Jahre 1930 eröffnet wurde [5], werden in letzter Zeit vermehrt Naturerlebnispfade eingerichtet, die die Besucher nicht nur informieren, sondern ihnen auch direkte Erfahrungen bieten sollen. Im Bereich der deutschen Ostseeküste äußert sich das beispielsweise im Klima- und Küstenerlebnispfad in Laboe oder dem Erlebnispfad "De Lütt Küst" am Nationalparkhaus auf Hiddensee. Der Pfad der Muße und Erkenntnis bei Lauterbach auf Rügen verbindet naturwissenschaftliche Informationen zu Wald und Küstendynamik mit Gedanken zu Schönheit und Entschleunigung.

Beim kulturellen Erbe mit Küstenbezug gibt es einerseits (neben den separat als Ökosystemleistung „Inspiration“ behandelten Kunstformen Malerei, Lyrik, Literatur,

Musik etc.) das Kunsthandwerk (Pommersche Fischerteppiche, Bernsteinschmuck, reetgedeckte Dächer und vieles mehr), andererseits verschiedene Bräuche und Traditionen wie zum Beispiel das Tonnenabschlagen (in erster Linie auf dem Fischland und Darß) oder die Heringswette in Kappeln. Viele dieser kulturellen Praktiken, die häufig im Zusammenhang mit der Küstenfischerei entstanden, sind heutzutage ein fester Bestandteil des Tourismus-Portfolios der betreffenden Regionen.

Bei der Betrachtung des Naturerbes fällt vor allem in den letzten Jahrzehnten ein verstärkter Fokus auf bestimmte charakteristische Tierarten auf. Im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft sind dies beispielsweise die ziehenden Kraniche und die Rothirsche, des Weiteren spielen Seevögel eine wichtige Rolle.

Die deutsche Ostseeküste leistet auch einen wichtigen Beitrag zur regionalen Identität vieler Anwohner, die häufig eng mit bereits genannten Aspekten wie den küstenbezogenen Bräuchen und der Fischerei verknüpft ist. In diesem Zusammenhang sind außerdem Texte des Heimatschutzes von der Wende des 19. zum 20. Jahrhundert aufschlussreich, beispielsweise über die Anfänge der Naturdenkmalpflege und die Erhaltung der heimischen Eigenarten von Dünen, Stränden und Knicklandschaften [1].

3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Bei der Untersuchung von kulturellen Ökosystemleistungen kommen neben zahlenbasierten Ansätzen vor allem qualitative Informationen zum Tragen, die sich auf unterschiedliche Quellen stützen: (historische) Reiseberichte, Kunstwerke und ihre Entstehungsgeschichte, Postkarten, Umfrageergebnisse, Texte des frühen Heimat- und Naturschutzes, Literatur zu Akzeptanzproblemen des Naturschutzes nach 1990 usw.

Die ‚Nutzung‘ und Wertschätzung der kulturellen Leistungen der deutschen Ostseeküste war in den vergangenen 140 Jahren zahlreichen Veränderungen unterworfen. Diese Veränderungen in Bräuchen und Wahrnehmungen spiegeln immer auch die herrschenden Moralvorstellungen und einen Wandel in den zugrundeliegenden Werten wider, so zum Beispiel in Bezug auf das oben kurz dargestellte Badewesen oder auf die sich wandelnde Bedeutung der Fischerei an der deutschen Ostseeküste. Es zeigt sich außerdem, dass kulturelle Leistungen häufig eng miteinander (z. B. Tourismus und Landschaftsästhetik) oder mit anderen Ökosystemleistungen verbunden sind (z. B. Fischerei als Versorgungsleistung sowie als Inspirationsgeber für kulturelle Praktiken).

Betont werden muss an dieser Stelle jedoch die Ambivalenz von kulturellen Leistungen, da diese von unterschiedlichen Personen sehr unterschiedlich wahrgenommen werden können und es daher leicht zu Konflikten untereinander sowie mit anderen Ökosystemleistungen oder gesellschaftlichen Handlungszielen kommen kann. Daher ist es besonders wichtig, die zugrundeliegenden Motivationen, Wahrnehmungen und Werte im Einzelfall offen zu legen und zu diskutieren.

Zudem ist die Einbettung in gesellschaftliche und politische Kontexte nicht zu vernachlässigen. Beispielsweise boten die Künstlerkolonien auf Hiddensee und in Ahrenshoop Künstlerinnen gegen Ende des 19. Jahrhunderts Möglichkeiten, die sie im männerdominierten Kunstbetrieb der städtischen Akademien nicht hatten [2 (S.15)]. In den 1920er und 1930er Jahren wurden Juden zunehmend vom Gemeinschaftsleben in den Seebädern ausgegrenzt, gleichzeitig sollte in Prora eine riesige Ferienanlage für bis

zu 20.000 arische Urlauber entstehen [8]. Zu DDR-Zeiten kam den Stränden Mecklenburg-Vorpommerns eine ambivalente Bedeutung zu, einerseits als Sehnsuchtsort, andererseits als Ort der Konfrontation mit Grenzsoldaten. Heutzutage werden viele Küstenabschnitte verbaut und dem Event-Tourismus zugänglich gemacht. Andererseits ist es dem Naturschutz, insbesondere dem Nationalparkprogramm gelungen, Küstenbereiche vor Bebauung zu bewahren. Die touristische Entwicklung der Küsten Mecklenburg-Vorpommerns wiederholte bislang nur bedingt die Muster der Ostküste Schleswig-Holsteins.

Besonders im Angesicht des letzten Punktes bietet die Anerkennung kultureller Leistungen bzw. Werte Chancen für eine breiter angelegte Begründung von Naturschutzmaßnahmen im Kontext der Ökosystemleistungsdebatte. Argumenten zur grundlegenden Angewiesenheit auf Regulierungs- und Versorgungsleistungen können durch die genauere Betrachtung von kulturellen Ökosystemleistungen eudaimonistische Argumente für die Aufrechterhaltung dieser Leistungen an die Seite gestellt werden, da Ökosysteme als erlebbare Landschaften auch einen wichtigen Beitrag zu einem gelingenden, erfüllten menschlichen Leben leisten. Die kulturellen Leistungen sind in ihrer Bedeutung für die vergangene, gegenwartsnahe und zukünftige Entwicklung der deutschen Ostseeküste kaum zu überschätzen. Wenn man davon ausgeht, dass unterschiedliche Ökosystemleistungen in unterschiedlichen Gegenden und Landschaften priorisiert werden dürfen, so wären sicher weite Teile der deutschen Ostseeküste geeignete Orte für die Priorität kultureller Ökosystemleistungen.

Literatur

- [1] Heering, W., 1910. Über Naturdenkmalpflege mit besonderer Berücksichtigung Schleswig-Holsteins. *Die Heimat* 20 (4): 73–77.
- [2] Karge, W., 2006. Paul Müller-Kaempff – Oldenburg – Ahrenshoop – Berlin. Fischerhude: edition fischerhuder kunstbuch.
- [3] Kessler, V., 2008. Touristeninformation über die Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern – Touristenbefragung und Medienanalysen. IKZM-Oder Berichte 40, Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündungsregion, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock.
- [4] Kirchhoff, T. 2018. „Kulturelle Ökosystemdienstleistungen“ – Eine begriffliche und methodische Kritik. *PHYSIS* Band 4, Freiburg/München: Verlag Karl Alber.
- [5] Klann, L., & Kummer, V., 2011. 80 Jahre Naturpfad im Bredower Forst – ein geschichtlicher Abriss zum ältesten Naturlehrpfad Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 20 (2): 40–48.
- [6] Kürtz, J., 1994. *Badeleben an Nord- und Ostsee*. Heide in Holstein: Westholsteinische Verlagsanstalt Boyens & Co.
- [7] Ott, K., 2016. On the Meaning of Eudemonic Arguments for a Deep Anthropocentric Environmental Ethics. *New German Critique* 43 (2/128): 105–126.
- [8] Rostock, J. & Zadniček, F., 2006. *Paradiesruinen – Das KdF-Seebad der Zwanzigtausend auf Rügen*. Berlin: Ch. Links Verlag.
- [9] Stadtverwaltung Schleswig, 2019. Die Geschichte der Stadt Schleswig. <https://www.schleswig.de/Kultur-Freizeit/Schleswig-erleben/Tourismus>.

Martin Benkenstein¹, Katharina Poser¹, Felix Müller²

¹ Universität Rostock, Institut für Marketing und Dienstleistungsforschung, Ulmenstraße 69, 18057 Rostock

² Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abt. Ökosystemmanagement, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel

martin.benkenstein@uni-rostock.de

Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen an der Ostsee aus touristischer Perspektive



Der Hafen Grauhöft mit Blick auf die Schlei. (Foto: K. Poser, Juli 2018)

Im Destinationsmanagement touristischer Ort ist es wichtig Kenntnisse darüber zu erlangen, welche Vorzüge die touristische Zielgruppe hinsichtlich ihrer Urlaubsumgebung hat. Mit der Durchführung einer Conjoint Analyse, wurde in dieser Studie ein möglicher Ansatz verfolgt, Ökosystemleistungen aus der Perspektive eines Touristen ökonomisch zu bewerten. An verschiedenen Ort entlang der Ostseeküste wurden Touristen dazu befragt, welche Präferenzen sie bezüglich vorgegebenen Eigenschaften der Urlaubsumgebung haben. Die abgefragten Eigenschaften beziehen sich auf die Küsteninfrastruktur, das Erscheinungsbild des Strandes sowie die Möglichkeit Wassersport zu betreiben.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Anwendung der aus der Produktentwicklung stammenden Methode zu aussagekräftigen Erkenntnissen führt. Die Ergebnisse selbst spiegeln deutliche Präferenzen der Touristen wider.

Ein effizientes Management touristischer Destinationen erfordert seitens der Entscheidungsträger genaue Kenntnis über den ökonomischen Nutzen, den einzelne Planungselemente mit sich bringen. Besonders dann, wenn es darum geht natürliche Ressourcen sowohl wirtschaftlich zu nutzen, als auch im Sinne der Nachhaltigkeit zu schützen, brauchen Entscheidungsträger verlässliche Informationen darüber, welcher Wert sich einzelnen Ökosystemleistungen (ÖSL) zuschreiben lässt. Im folgenden Kapitel werden monetäre Aspekte ausgewählter Ökosystemleistungen der Ostseeküste aus der Perspektive von Touristen analysiert.

1 Theoretischer Hintergrund

Der ökonomische Wert von Ökosystemen lässt sich in direkte, indirekte und Nicht-Nutzenwerte unterteilen [3,7 (S. 361)]. Die Summe dieser Nutzenwerte und Nicht-nutzenwerte wird als Total Economic Value (TEV) bezeichnet [5,4]. Dieses Konzept geht davon aus, dass sich der Gesamtwert eines Ökosystems aus einzelnen Teilwerten zusammensetzt. Je nachdem welche Art von ÖSL betrachtet wird, erfolgt die monetäre Bewertung mit Hilfe unterschiedlicher Methoden. Die Herausforderung hierbei besteht darin, dass das sehr komplexe Gefüge einer Ökosystemleistung mit Hilfe möglichst einfacher Methoden erfasst werden soll. Problematisch wird es in dem Moment, wenn das psychische, mentale oder emotionale Erleben einer ÖSL Berücksichtigung finden soll, wie es bei kulturellen ÖSL der Fall ist.

Um ein Verständnis von der Perspektive eines Touristen auf den Wert bestimmter kultureller Ökosystemleistungen zu erlangen, werden häufig sogenannte *Präferenzmethoden* herangezogen. Laut Sagebiel et al. [6] besteht insbesondere im Bereich der Ostsee-Forschung großer Nachholbedarf bei der Verwendung dieser Methoden.

Für die Durchführung der hier geschilderten empirischen Studie wurde innerhalb der Präferenzmethoden die so genannte Conjoint-Analyse herangezogen. Diese hat ihren Ursprung in den Wirtschaftswissenschaften, wo sie bei der Nutzenbewertung neuer Produkte zum Einsatz kommt, indem die Zahlungsbereitschaft für einzelne Produkteigenschaften abgefragt wird. Hierzu werden Kunden nach ihren Präferenzen bezüglich unterschiedlicher Kombinationen von Produkteigenschaften in Verbindung mit einem bestimmten Preis gefragt. Aus dem Gesamtnutzenwert können Teilnutzenwerte für einzelne Produkteigenschaften ermittelt werden, die sich wiederum in eine Zahlungsbereitschaft umrechnen lassen.

Methoden zur ökonomischen Bewertung von ÖSL

• Versorgungsleistungen

Für die Bewertung von Versorgungsleistungen eignet sich die Marktpreis-methode [2,6 (S. 993)]. Anhand dieser wird der Wert eines Produkts oder einer Dienstleistung direkt aus dem Preis abgeleitet, der sich auf dem Markt dafür gebildet hat. Er entspricht somit dem Erlös, der damit erzielt werden kann.

Regulierungsleistungen

Um den Wert von Regulierungsleistungen zu ermitteln, können *Kostenbasierte Methoden* angewendet werden [6 (S. 992)]. Hierbei kann es sich um Schadenskosten, Vermeidungskosten, Alternativkosten oder Wiederherstellungskosten handeln. Ein Beispiel ist die Substitution der Filterfunktion eines Ökosystems durch Technik wie z. B. einer Kläranlage. Die durch die ergriffene Maßnahme entstehenden Kosten, können mit dem Wert der ÖDL gleichgesetzt werden.

Kulturelle Ökosystemleistungen

Bei der Bewertung von kulturellen ÖSL geht es darum, das psychische, mentale und emotionale Erleben eines Menschen zu erfassen.

- Die *hedonische Preisberechnung (hedonic pricing)* basiert auf dem Gedanken, dass sich Nutzen und Wertschätzungen in Preisen niederschlägt und versucht sowohl intrinsische als auch extrinsische Werte zu beurteilen. Das Produkt bzw. die Dienstleistung wird dafür in einzelne Merkmale zerlegt und anschließend der Einfluss der einzelnen Merkmale auf den Preis errechnet.
- Mit Hilfe der *Reisekostenmethode* kann ermittelt werden, welche Erholungsleistung der Natur zugeschrieben wird. Hierbei wird analysiert, welcher Aufwand betrieben wird, um eine bestimmte Region zu erreichen.
- Bei *Präferenzmethoden (stated preference methods)* wie der kontingenten Bewertungsmethode (*contingent valuation methods*), dem Choice Experiment oder dem Nutzentransfer, wird entweder direkt abgefragt, wie hoch z. B. die maximale Zahlungsbereitschaft für eine Situationsverbesserung ist, oder es werden mehrere Alternativen von Zuständen zur Auswahl vorgelegt [6,1 (S. 64 ff.)].

2 Empirische Studie

Im Sommer 2018 wurden an vier Orten entlang der deutschen Ostseeküste (Schlei, Kieler Förde, Darß, Rügen) Touristen zu ihren Präferenzen bezüglich ausgewählter Ökosystemleistungen befragt. Um die veränderlichen Variablen einzuschränken, wurden die Befragten in ein gleichbleibendes Szenario hineinversetzt, das den Fokus ausschließlich darauf lenkte, die unmittelbare Umgebung des Hotels zu bewerten. Die Umgebung wurde anhand von Bildern hinsichtlich folgender Eigenschaften und deren Ausprägungen beschrieben (siehe Tab. 1). Eine Auswahl von 16 möglichen Kombinationen der Eigenschaftsausprägungen wurde mit einem durchschnittlichen, einem niedrigeren und einem höheren Hotelpreis kombiniert. Abbildung 1 zeigt zwei

Beispiele, wie die Umgebung anhand der Bilder in Kombination mit der preislichen Angabe präsentiert wurde.

Tab. 1: Eigenschaften und Eigenschaftsausprägungen.

Küsten- infrastruktur	Wasser- qualität	Erscheinungsbild des Strandes	Wassersport	Preis [€] Urlaub p.P./ Woche
Hafen	Klar	Naturbelassen wenig besucht	Kein Wasser- sport	450
Promenade oder Seebrücke	Trüb	Geräumt & planiert, stark besucht	Unmotorisierter Wassersport	600
keine Bebauung			Motorisierter & unmotorisierter Wassersport	850

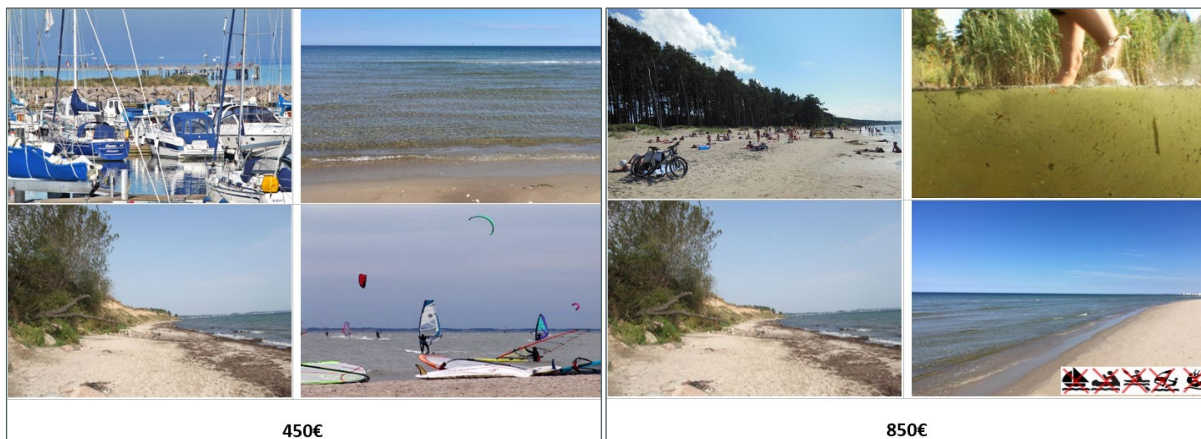


Abb. 1: Beispiele von Produkt-Preis-Kombinationen

Für jede dieser Umgebungs-Preis-Kombinationen gaben die Befragten auf einer Skala ihre Präferenz von 1 (würde ich auf gar keinen Fall wählen) bis 7 (würde ich auf jeden Fall wählen) an. Damit gaben die Befragten an, mit welcher Wahrscheinlichkeit sie bereit wären, einen bestimmten Preis für eine bestimmte Umgebung zu zahlen. An der Befragung nahm eine Gesamtheit von 229 Touristen teil. Nachfolgend werden ausgewählte Ergebnisse der Studie vorgestellt.

3 Ergebnisse

Die Auswertung der Studie erfolgte mittels SPSS über die Funktion ORTHOPLAN. Die resultierende Statistik beinhaltet Angaben von Nutzenwerten einzelner Eigenschaftsausprägungen (als relative Angabe), sowie den dazugehörigen Preisen. Über die Nutzenwert-Preis Relation lässt sich berechnen, welchem Nutzenwert 10 € entsprechen (siehe Tab. 2).

Tab. 2: Nutzenwerte je Preiskategorie

Hotelpreis	Nutzenwert
450€	-1,099
600€	-1,465
850€	-2,075

Eine Preissenkung des Hotels von 10 € entspricht somit dem Nutzenwert von 0,024. Mit dieser Angabe und dem Delta der Nutzenwerte einzelner Eigenschaftsausprägungen lassen sich die monetären Differenzen zwischen den Ausprägungen berechnen.

An dieser Stelle sei auf eine Einschränkung der methodischen Möglichkeiten bei Anwendung auf Ökosystemleistungen hingewiesen. Während in der Produktgestaltung eine Linearität der Eigenschaftsausprägungen vorausgesetzt werden kann, bringen Ökosysteme die Schwierigkeit einer Nicht-Linearität mit sich. Wasser kann klar, trüb oder sehr trüb sein, dazwischen gibt es jedoch tausend Abstufungen, deren Differenzierbarkeit sich der Analyse entzieht. Vor diesem Hintergrund ist zu erahnen, dass die Anwendbarkeit dieses Messinstruments nur bedingt zu absoluten monetären Werten für eine bestimmte Ökosystemleistung führen kann. Jedoch sind die Richtung sowie die Größenordnung, in der sich der Wert einer Ökosystemleistung durch die Veränderung einzelner Eigenschaften verändert, ermittelbar. Die nachstehenden Ergebnisse lassen sich in diesem Sinne interpretieren.

Befragte zeigten bei der Auswahl verschiedener **Küsteninfrastruktur-Elemente** insgesamt eine deutliche Präferenz von Promenaden und Seebrücken. Im Vergleich zu keiner Infrastruktur steigt die Zahlungsbereitschaft um 104 €, wenn eine Seebrücke/Promenade vorhanden ist. Dagegen wirkt ein Hafen um 55 € preissenkend gegenüber keiner Infrastruktur (siehe Abb. 2). Obwohl die Gesamtbewertung hier sehr deutlich ist, soll auf einige Beobachtungen während der Befragung hingewiesen sein. Je nach Zielgruppe kommentierten die Befragten während der Angaben ihrer Präferenzen ihre Vorgehensweise. Ältere Touristen bezogen sich dabei auf den Komfort ausgebauter Promenaden mit der Möglichkeit sich zu setzen und aufs Wasser zu schauen. Dieser Zielgruppe ist aufgrund körperlicher Einschränkungen eine ausgebauter Infrastruktur von größerer Bedeutung als ein naturbelassener Strand mit erschwertem Zugang. Familien mit kleinen Kindern äußerten sich in der Hinsicht, dass für sie die Verfügbarkeit versorgender sowie unterhaltender Infrastruktur Sorglosigkeit und damit Erleichterung bedeutet. Versorgende Infrastruktur wurde zwar nicht per se abgefragt, wurde jedoch häufig mit dem Vorhandensein einer Promenade oder Seebrücke assoziiert. Anders dagegen kommentierten junge Paare ohne Kinder oder Elternpaare, die zu zweit unterwegs waren. Beide Gruppen ließen sich eher den Aktivurlaubern zuschreiben, die im Urlaub auf der Suche nach Einsamkeit sind und keine Infrastruktur bevorzugen.

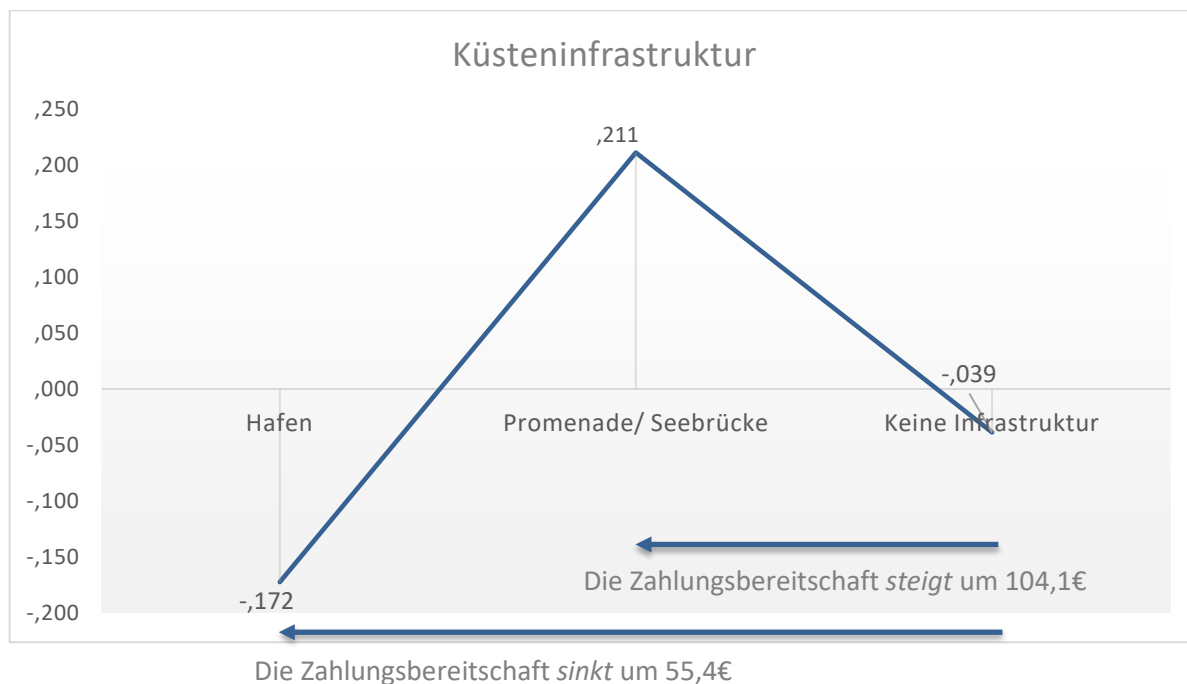
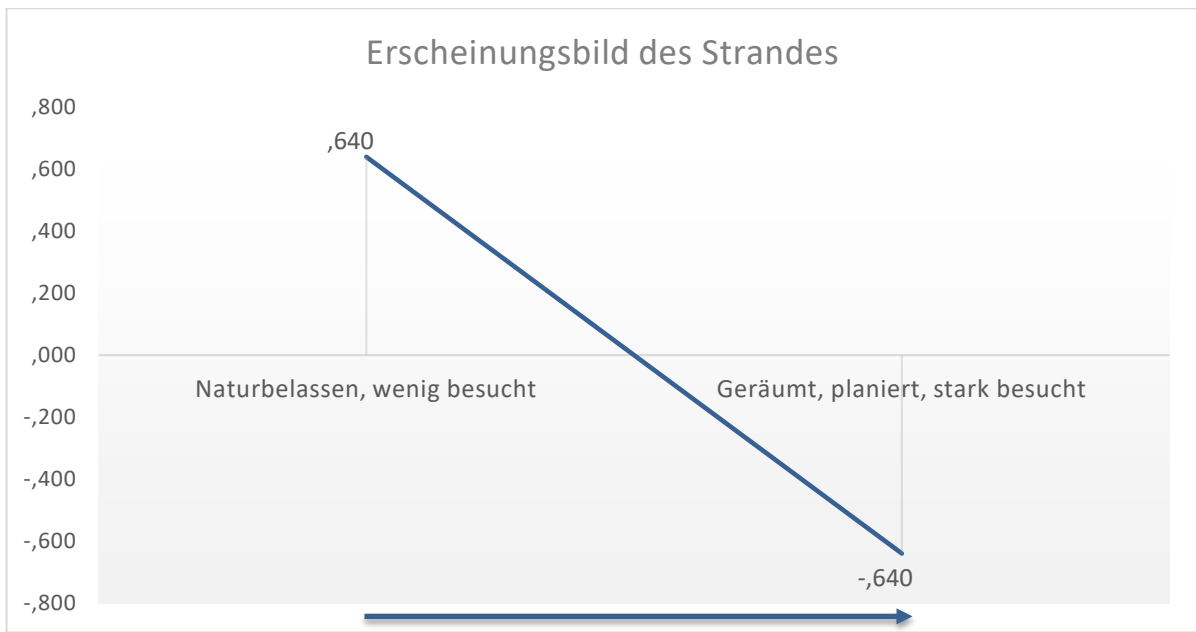


Abb. 2: Nutzenwertänderung durch Küsteninfrastruktur

Hinsichtlich des **Erscheinungsbildes des Strandes** zeigt sich eine deutliche Präferenz naturbelassener, wenig besuchter Strände (siehe Abb. 3). Hier sinkt die Zahlungsbereitschaft um 533 € durch das Erscheinungsbild, wenn der Strand geräumt, planiert und stark besucht ist. Aufmerksame Leser werden bemerken, dass diese Preisänderung höher ist als das günstigste Urlaubsangebot der Befragungsszenarien. Darum sei hier abermals darauf hingewiesen, dass hier wahrscheinlich kein linearer Zusammenhang besteht. Aus den Beobachtungen während der Befragung sei auch hier ein deutlicher Unterschied je nach Zielgruppe erwähnt.

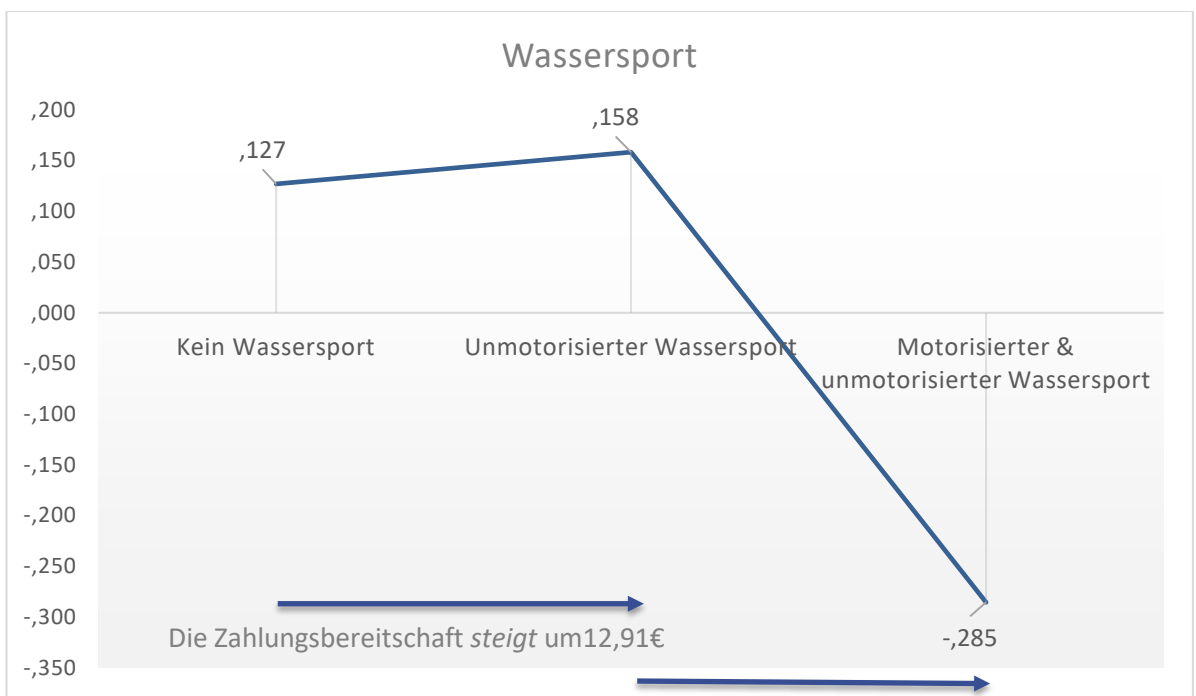
Zuletzt soll das Beispiel des **Wassersports** betrachtet werden. Die Möglichkeit, Wassersport zu betreiben, wird grundsätzlich positiv bewertet (Abb. 4). Im Gegensatz zu einem ausgesprochenen Verbot von Wassersport im küstennahen Uferbereich steigt die Zahlungsbereitschaft um 13 €, wenn unmotorisierter Wassersport möglich ist. Wird jedoch zusätzlich die Möglichkeit von motorisiertem Wassersport eröffnet, sinkt die Zahlungsbereitschaft um 185 €. Von keinem Wassersport zu motorisiertem und unmotorisiertem Wassersport macht dies einen Unterschied von 172 €.

Auch hier gingen die Präferenzen in Abhängigkeit der befragten Gruppe stark auseinander. Auf der Insel Ummanz, die für Surfer und Kiter ein beliebtes Reiseziel ist, wurde dies besonders deutlich. Abgesehen von preislichen Aspekten und dem verwendeten Szenario, das die Auswahl eines Hotelurlaubes vorsieht, war deutlich zu erkennen, dass Angebotskombinationen ohne die Möglichkeit Wassersport zu betreiben eine sehr geringe Präferenz erhielten. An den Befragungsorten insgesamt gingen die Meinungen hier sehr weit auseinander. Bei Nicht-Wassersportlern wurde der Zwiespalt deutlich, dass motorisierter Wassersport einerseits Lärm und andererseits das Versprechen auf Spaß und Adrenalin mit sich bringt.



Die Zahlungsbereitschaft *sinkt* um 533,33€

Abb. 3: Nutzenwertänderung durch das Erscheinungsbild des Strandes



Die Zahlungsbereitschaft *steigt* um 12,91€

Die Zahlungsbereitschaft *sinkt* um 184,58€

Die Zahlungsbereitschaft *sinkt* um 171,67€

Abb. 4: Nutzenwertänderung durch Wassersport

4 Fazit und Ausblick

Die Ergebnisse der Studie lassen darauf schließen, dass unter den Ausgewählten kulturellen ÖSL (Bebauung, Erscheinungsbild des Strandes, Wassersport)

Unter Berücksichtigung der Einschränkung, dass kulturelle Ökosystemleistungen keiner Linearität unterliegen, wie die Methodik unterstellt, zeigt die Studie, dass die Conjoint Analyse grundsätzlich auf ÖSL anwendbar ist. Größenordnungen der Veränderung der Zahlungsbereitschaft für einzelne Eigenschaftsausprägungen sind möglich, so dass Conjoint Studien als vielversprechendes Werkzeug für kommunale Entscheidungsträger und als wichtige Basis für Entscheidungen im Management von touristischen Destinationen angesehen werden können. Tourismuswirtschaftliche Interessen und Naturschutz können auf diesem Weg in Entscheidungsprozessen leichter Hand in Hand gehen.

Literatur

- [1] Adamowicz, W., Boxall, P., Williams, M. & Louviere, J., 1998. Stated preference approaches for measuring passive use values: choice experiments and contingent valuation. *American journal of agricultural economics* 80 (1): 64–75.
- [2] Brander, L. M., Florax, R. J., & Vermaat, J. E., 2006. The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics* 33 (2): 223–250.
- [3] De Groot, R. S., Alkemada, R., Braat, L., Hein, L. & Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity* 7 (3): 260–272.
- [4] Pearce, D. W., & Turner, R. K., 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment* (First). Harvester Wheatsheaf.
- [5] Peterson, G. L. & Sorg, C. F., 1987. *Toward the measurement of total economic value*. General technical report RM (USA).
- [6] Sagebiel, J., Schwartz, C., Rhozyel, M., Rajmis, S. & Hirschfeld, J., 2016. Economic Valuation of Baltic marine ecosystem services. *ICES Journal of Marine Science* 73 (4): 991–1003.
- [7] Salem, M. E. & Mercer, D. E., 2012. The Economic Value of Mangroves: A Meta-Analysis. *Sustainability* 4 (3): 359–383.

Sabine Bicking¹, Felix Müller¹

¹ Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abt. Ökosystemmanagement, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel

sbicking@ecology.uni-kiel.de

Die „Matrix“ - Ein Werkzeug zur Bewertung von Ökosystemleistungen



Darßer Ort. (Foto: Felix Müller)

Die Ökosystemleistungsmatrix ist ein qualitativer Bewertungsansatz zur Abschätzung von Ökosystemleistungspotenzialen. Die Matrix ist ein einfaches Werkzeug zur Bewertung von Land-, Küsten- und Meereslandschaften im Hinblick auf deren Fähigkeiten Versorgungs-, Regulierungs- und kulturelle Ökosystemleistungen bereitzustellen. Sie umfasst auch Indikatoren für den Zustand von Ökosystemen unter Anwendung der Ökosystem-Integrität. Im Text werden die methodischen Schritte der Matrixentwicklung beschrieben und die resultierenden Experten-Abschätzungen werden durch die Charakterisierung verschiedener Ökosystemtypen, die Analyse verschiedener Ökosystemleistungen und die Darstellung der Ergebnisse in Form von Radardiagrammen und GIS-basierten Karten veranschaulicht.

Ein Blick in die wissenschaftliche Literatur zeigt ebenso wie die voranstehenden Ausführungen, dass das Konzept der Ökosystemleistungen in den vergangenen Jahren sehr schnell und effektiv gewachsen ist und dass mittlerweile eine breite und bewährte theoretische Grundlage für Anwendungen in der Umweltpraxis bereitsteht. Solcherlei Umsetzungen sind allerdings noch ausgesprochen selten zu finden. Der Hauptgrund dafür liegt neben dem jugendlichen Alter des Konzepts in der großen Komplexität, mit der sich der Anwender bei diesem Ansatz auseinandersetzen muss. So sind für die Entscheidungsvorbereitung stets umfangreiche Bündel von mehreren Ökosystemleistungen zu betrachten, und diese treffen in der Landschaft auf sehr vielfältige Ökosystemtypen, die jeweils unterschiedliche Leistungsprofile aufweisen.

Aus diesen Kombinationen ergeben sich sehr heterogene Verhältnisse und für den Anwender tritt oftmals ein Dilemma auf: Entweder man untersucht sehr wenige Ökosystemleistungen sehr genau und erzeugt quantitativ verlässliche Daten oder man legt Wert auf die Vielfalt des Leistungsspektrums und muss konsequenterweise mit einigen potenziellen Ungenauigkeiten leben. Die Forderung nach einer integrativen und interdisziplinären Umweltbewertung im Rahmen des nachhaltigen Landschaftsmanagements legt diesen zweiten Standpunkt nahe. Inmitten dieser polarisierten Anforderungen zwischen Exaktheit und Anwendbarkeit bietet das Matrix-Konzept einen Kompromiss: eine durch viele Experten abgesicherte Darstellung der relativen Ökosystemleistungsfähigkeiten von Ökosystem-Typen, die in ihrer regionalen Verteilung flächenhaft vorliegen oder relativ leicht abbildbar sind.

Die im Folgenden vorgestellte Ökosystemleistungs-Matrix basiert auf einer Entwicklungsreihe, die 2008 gestartet und konsequent verbessert und gestaffelt ausgebaut wurde (vgl. [2,3,4,6,1]). Zuletzt wurde sie im Jahr 2018 einem Test durch mehr als 50 Experten unterworfen. Die resultierende Matrix besteht in der vertikalen Achse aus einer Auflistung von 7 Integritäts - Parametern, 14 Versorgungsleistungen, 11 Regulationsleistungen und 6 kulturellen Ökosystemleistungen. In der Abbildung 1 werden diese mit Hinweisen zu den auftretenden Unsicherheiten sowie mit der Dokumentation einiger Mittelwerte und Kenngrößen wiedergegeben.

Auf der horizontalen Achse finden sich 62 verschiedene Ökosystemtypen, die im terrestrischen Bereich der CORINE-Land Cover – Klassifizierung der EU entsprechen und die im Küsten- und Meeresbereich einer Gruppierung durch die KüNO-Vorhaben SECOS und BACOSA entstammen (vgl. Tabelle 1, Abbildungen 1 und 2). Während die terrestrische Differenzierung durch die Anlehnung an die Satellitenbilder des CORINE-Datensatzes bereits flächenhaft vorliegt, werden die küstennahen und marinen Kartierungseinheiten derzeit lokal fixiert und digitalisiert.

Für jeden Schnittpunkt bzw. für jedes Feld in der Tabelle wurde die Frage gestellt: „Wie groß ist das Potenzial des Ökosystemtyps (X), Beiträge zur Ökosystemleistung (Y) bereitzustellen?“ Die Bewertung erfolgte auf einer Gesamt-Skala von Ökosystemleistungspotenzialpunkten zwischen 0 (absolut keine Leistungskapazität) und 100 (optimale Leistungskapazität), wobei in der hier vorliegenden allgemeinen Matrix-Version eine Einschränkung auf den Bewertungsbereich zwischen 10 und 90 erfolgte, um mögliche Varianten innerhalb der Typen mit extremeren Profilen bei detaillierteren Untersuchungen berücksichtigen zu können. Beispielsweise umfasst der CORINE-Landbedeckung-Typ „nicht bewässertes Ackerland“ fast alle Ackersysteme in Norddeutschland. Für genauere Aussagen macht es aber häufig Sinn, eine weitere Differenzierung nach Anbaufrüchten (z. B. Mais, Weizen, Kartoffeln, ...) zu erarbeiten, weil diese zum Beispiel sehr unterschiedliche Erträge hervorbringen. Hierbei treten dann für die Ertragsfähigkeit Werte über der allgemeinen Kenngröße 90 auf.

Tab. 1: Differenzierte Ökosystemtypen-Gruppen innerhalb der Ökosystemleistungsmatrix

Klassen	Gruppierungen von Typen	Beispiele
Terrestrische Ökosystemtypen	Siedlungs-, Verkehrs- und terrestrische Infrastrukturflächen	Industrieflächen, Verkehrsflächen
	Agrarökosystem-Typen	Äcker, Grünland
	Wäldökosystem-Typen	Nadelwald, Laubwald
	Naturnahe Ökosystemtypen	Moore, Heiden
	Feuchtgebiets-Typen	Salzmarschen, Inland-Marschen
Ökosystemtypen an der Küstenlinie	Binnengewässer-Typen	Fluss, See
	Küstenökosystemtypen	Sandstrand, Aktives Kliff
Marine Ökosystem-Typen und -Kompartimente	Küsteninfrastruktur-Flächentypen	Deich, Wellenbrecher
	Marine Habitat-Typen	Schilf, Seegraswiese
	Marine Sediment-Typen	Sandig, Steinig
	Marine Wasserkörper-Typen	Wasserkörpertypen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie

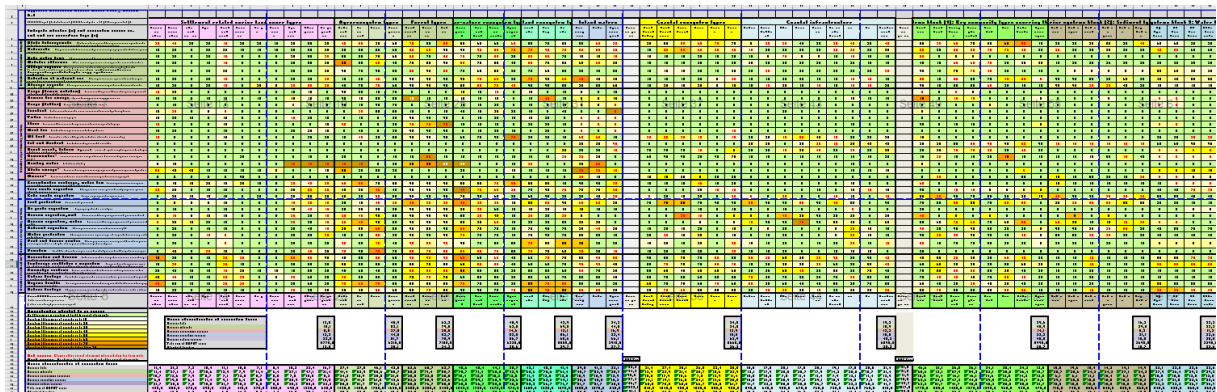
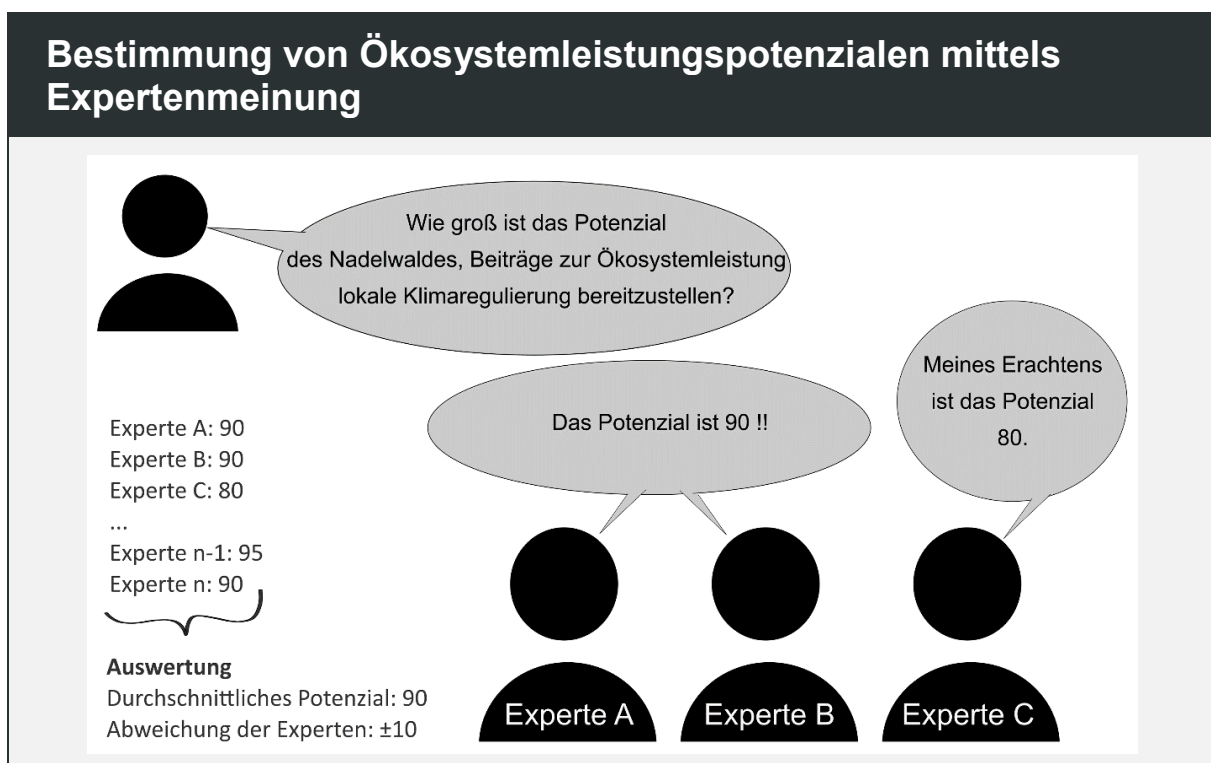


Abb. 1: Verkleinerte Darstellung der allgemeinen Ökosystemleistungsmatrix für terrestrische und marine Standorte in Norddeutschland. Auf der horizontalen Achse finden sich die verschiedenen Ökosystemtypen, vertikal sind verschiedene Ökosystemleistungen angeordnet, und die Knotenpunkte repräsentieren das Potenzial des jeweiligen Ökosystemtyps, die gewählte Ökosystemleistung hervorzubringen. Die Färbung der einzelnen Felder zeigt den Grad der Unsicherheit bei der Expertenabschätzung der Potenzialwerte an: Je rötlicher der Ton umso größer waren die Variabilitäten der Expertenabschätzungen; grüne Töne stehen für die geringsten Schwankungen. Rote Zahlen zeigen an, dass eine Veränderung der Potenzialwerte beim letzten Durchlauf der Expertenbefragung stattgefunden hat.

Upgraded Ecosystem Service Matrix Table - Version 6.0		35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	
Integrity Indicator (y) and ecosystem service vs. land and sea cover/use type (x)		Coastal infrastructure										Marine systems block (1): Key ec			
		Harbour	Masonry, bulkhead	Dike	Groyne	Revetment	Promenade beach	Jetties	Piers	Breakwaters and artificial reefs	Marine compartments	Reed zone	Sand bank	Macrophytes on soft bottom	Macrophytes hard substrate
1	Abiotic heterogeneity The diversity of abiotic structures and the capacity of an ecosystem to provide suitable habitats for different species, for functional groups of species and for processes. It is essential for the functioning of ecosystems.	5	30	20	40	30	20	40	20	40		50	20	60	70
2	Biodiversity The presence and absence of selected species, (functional) groups of species, biotic habitat components or species composition.	10	30	20	30	30	20	30	30	30		50	20	80	80
3	Biotic water flows The water ecology affected by plant processes in the system; ratio of transpiration/evapotranspiration	10	5	70	5	5	10	10	10	10		80	5	5	5
4	Metabolic efficiency The amount of energy necessary to maintain a specific biomass or to contribute to biomass increase	20	20	20	20	20	10	20	10	10		40	10	60	60
5	Energy capture The capacity of ecosystems to enhance the input of usable energy. Energy is derived from thermodynamics and measures the energy fraction that can be transformed into mechanical work. In ecosystems, the captured energy is used to build up biomass (e.g. primary production) and structures.	20	20	30	20	20	20	20	20	30		90	10	70	70
6	Reduction of nutrient loss The capacity of an ecosystem to prevent the irreversible output of elements from the system; relates also to nutrient and matter cycling, nutrient retention	10	10	20	20	10	10	10	10	10		80	10	80	80
7	Storage capacity The capacity of an ecosystem to store nutrients, energy and water when available and to release them when needed.	10	10	30	10	10	10	10	10	20		90	10	50	50
8	Crops (human nutrition) Cultivation of edible plants and harvest of these plants on agricultural fields and gardens which are used for human nutrition.	5	5	5	5	5	5	5	5	5		5	5	5	5
9	Biomass for energy Plants used for energy conversion (e.g. sugar cane, maize)	5	5	5	5	5	5	10	10	10		10	5	10	10
10	Crops (fodder) Cultivation and harvest of fodder for domestic animals.	5	5	5	5	5	5	5	5	5		5	5	5	5
11	Livestock Production and utilization of domestic animals for nutrition and use of related products (e.g. dairy, wool)	5	5	30	5	5	5	5	5	5		5	5	5	5
12	Timber Wood used for construction purposes.	5	5	5	5	5	5	5	5	5		5	5	5	5
13	Fibers Cultivation and harvest of natural fibre (e.g. cotton, jute, sisal, silk, cellulose) for, e.g. cloths, fabric, paper.	5	5	5	5	5	5	10	5	5		90	5	10	10
14	Wood fuel Wood used for energy conversion and/or heat production.	5	5	5	5	5	5	5	5	5		5	5	5	5
15	Wild food Harvest of berries, mushrooms, (edible) plants, hunted wild animals, fish/catch from recreational fishing	20	20	10	50	40	10	30	30	30		10	5	5	5
16	Fish and Seafood Catch of fish, seaweed/algae for food, fish meal and fish oil.	30	30	5	20	20	10	30	40	40		30	30	80	80
	Beach wrack, Flotsam Organic Material from submerged macrophytes (e.g. seaweed and algae) which is accumulated.	20	20	10	30	40	30	20	30	20		20	10	70	30

Abb. 2: Ausschnittvergrößerung aus der allgemeinen Ökosystemleistungsmatrix für terrestrische und marine Standorte in Norddeutschland mit einigen Beispielen für Küstenzonen. Der Ausschnitt zeigt Potenziale für die ökologische Integrität (als ökologische Zustandskennzeichnung) und einige Versorgungsleistungen. Die aktuelle Ökosystemleistungsmatrix kann als Anhang zu diesem Text unter der Adresse https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002524 heruntergeladen werden.

Innerhalb der abgebildeten Matrix treten weiterhin einige gelblich und rötlich hinterlegte Felder auf. Diese kennzeichnen die Spannweiten der Veränderungsvorschläge der befragten Experten. Je intensiver die Färbung ausfällt, umso unsicherer sind die Experten in Bezug auf das genannte Potenzial.



Ökologische Integrität

Die Funktionen eines Ökosystems werden benutzt, um den Zustand von Ökosystemen zu beschreiben. Dafür wird auf Variablen der ökologischen Integrität zurückgegriffen. Diese bezieht sich auf die Erhaltung und Entwicklung der Prozesse und Strukturen, die wesentliche Voraussetzungen für die ökologische Selbstorganisation sind. Dementsprechend bildet die ökologische Integrität auch die Grundlage eines Ökosystems für die Erbringung von Versorgungs-, Regulierungs- und kulturellen Ökosystemleistungen ab. In der Ökosystemleistungsmatrix werden die folgenden Variablen der ökologischen Integrität bewertet:

- Abiotische Heterogenität (Vielfalt von Relief, Boden, Hydromorphie, Geologie)
- Biodiversität (Vielfalt von Organismen)
- Biotische Wasserflüsse (Transpirierte Wassermenge, Wasserkreislauf-Funktion)
- Metabolische Effizienz (Energetischer Aufwand für Produktion und Entwicklung)
- Exergieaufnahme (Brutto- und Nettoprimärproduktion)
- Verminderung der Nährstoffverluste (Kreislaufführung von Nährelementen)
- Speicherkapazität (Retention von Energie und Stoffen)

Allen genannten Indikatoren ist gemein, dass sie im Verlauf ungestörter Entwicklungen schrittweise optimiert werden. Sie reflektieren damit in ihrem Zusammenwirken auch die Naturnähe des untersuchten Ökosystems und dessen Grad an Selbstorganisation. Darüber hinaus bilden die genannten Indikatoren eine ganzheitliche Darstellung der strukturell- funktionalen Wirkungsgefüge von Ökosystemen ab.

Zu den Services mit den größten Unterschieden zwischen einzelnen Experten-Empfehlungen zählen die Kategorien Trinkwasser, Klimaregulation, Hochwasserschutz, Naturerbe und Erholung. Auf der anderen Seite gab es kaum Verbesserungsvorschläge zu den Versorgungsleistungen Futter, Viehhaltung und Holzernte. Diese konsensualen Leistungen wurden durch grüne Felder in der Tabelle gekennzeichnet. Unter den Ökosystemtypen haben Aquakulturen, Flüsse, Laub- und Nadelwälder für sehr unterschiedliche Bewertungen gesorgt, während vor allem bezüglich der städtisch-gewerblichen Flächen einheitliche Auffassungen herrschten.

Für die Kontrolle und zur einsichtigeren Darstellung der Potenziale einzelner Ökosystemtypen wurden sogenannte Ökosystemleistungs-Profile erstellt. Die Abbildung 3 zeigt ein Beispiel für die Schilfzone (Reed zone) mit vergleichenden Hinterlegungen der Werte eines Mischwaldes (Mixed forest) und eines städtischen Ökosystems (Continuous urban fabric). Alle Achsen folgen der Skalierung zwischen 0 und 100. Im rechten oberen Bereich finden sich die einzelnen Indikatoren für die ökologische Integrität. Sie ist keine Ökosystemleistung, sondern stellt eine Charakterisierung des ökologischen Zustands der untersuchten Einheit dar. Es ist ersichtlich, dass hier die Schilf-Bewertungen zwischen den beiden Polen des naturnahen Mischwaldes und des stark anthropogen geprägten städtischen Ökosystems liegen. Die weiteren Achsen auf der rechten Seite beziehen sich insgesamt auf die Versorgungsleistungen, wobei das Schilf nur bei Fasern, Fisch und Gewässer-Nahrungsprodukten einen wesentlichen

Ausschlag zeigt. Auf der linken Seite des Diagramms erscheinen die Regulationsleistungen. Hier weist das Schilf bei der Regulierung der Luftqualität, der Winderosion oder der Bestäubung geringe Potenziale auf. Schließlich ergeben sich relativ hohe Werte für die kulturellen Ökosystemleistungen.

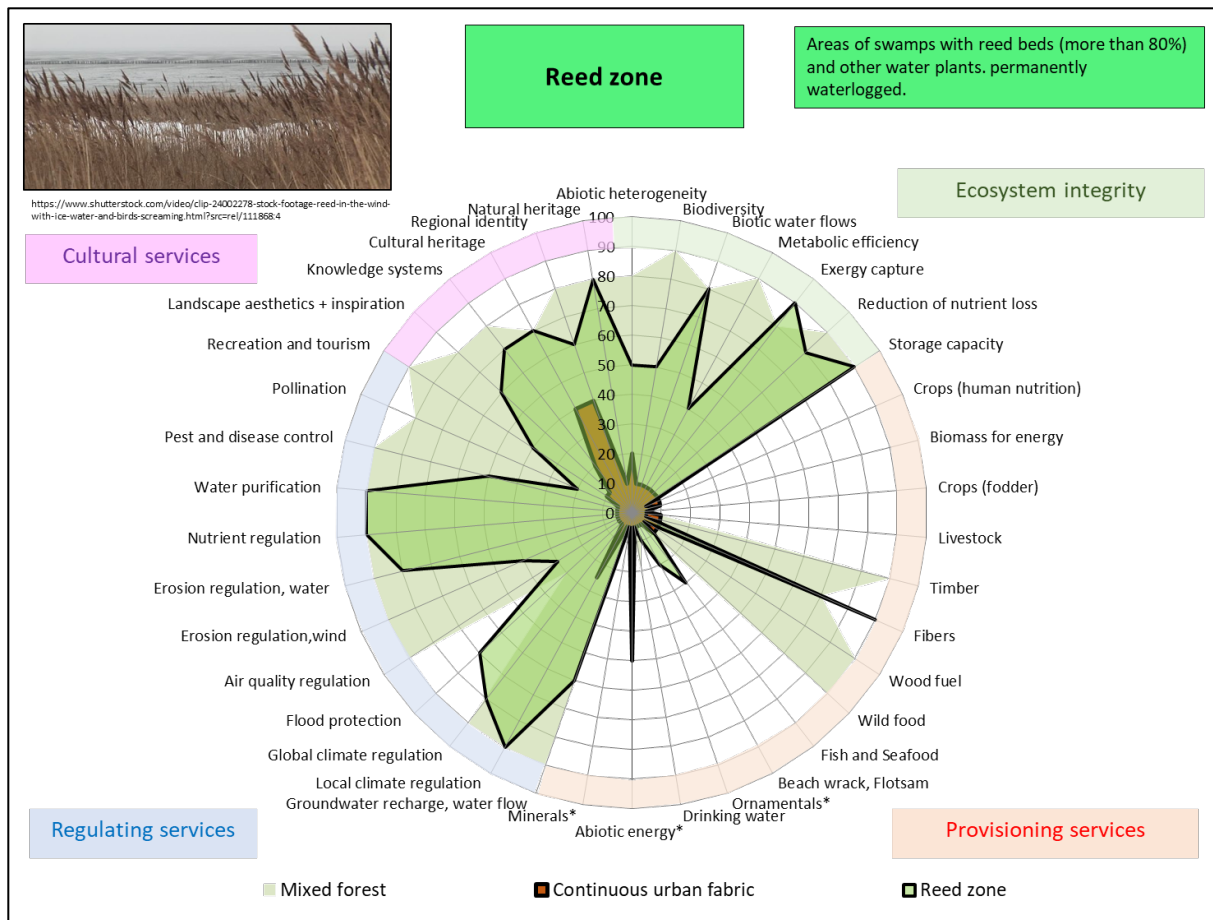


Abb. 3: Vergleichende Ökosystemleistungsprofile für die drei exemplarischen Ökosystemtypen Mischwald, Innenstadt und Schilfzone. Hierbei werden die Potenzialwerte aus der Matrix aus Gründen der Übersichtlichkeit im Spinnendiagramm zusammengestellt. So finden sich an den einzelnen Achsen oben rechts die Potenziale zur Bereitstellung von Integritäts-Indikatoren, gefolgt von den Versorgungsleistungen (rechts unten), den Regulationsleistungen (links unten) und den kulturellen Ökosystemleistungen (links oben). Es ist zu erkennen, dass sich die drei Ökosystemtypen erheblich voneinander unterscheiden, und es kann ein mittleres Gesamtpotenzial der einzelnen Typen visual abgeleitet werden.

Mithilfe der geschilderten Verfahren können nun einzelne Ökosystemleistungen ebenso wie einzelne Ökosystem-Typen umfassend analysiert und charakterisiert werden. Es wird möglich, Potenzialverluste oder -gewinne nach Eingriffen oder Restaurierungsmaßnahmen abzuschätzen und vor allem wird es ermöglicht, die flächenhafte Ausbreitung von Ökosystemleistungspotenzialen kartographisch darzustellen. Diese Interpretationsweise verspricht eine wesentliche Hilfe und Zusatzinformation bei der Bewertung von Umweltzuständen und umweltrelevanten Planungs-Maßnahmen. Auch die Aussichten auf nachhaltige Entwicklungspfade in Szenarien können mit Hilfe der Ökosystemleistungs-Bilanzen verschiedener Entwicklungs-Varianten regionalisierend als Entscheidungsgrundlagen verwendet werden.

Spinnen-Diagramm-Analyse: Beispiel Treibsel

Viele Gemeinden an den deutschen Küsten müssen sich mit dem ständig wachsenden Aufkommen von Treibsel auseinandersetzen. Dabei handelt es sich um angeschwemmte Reste von Makrophyten aus dem Meer, die mit Wind und Strömung an die Küste verfrachtet werden. Da beim biologischen Abbau der Substanzen interessante Gerüche entstehen und weil die dunklen Flächen am Strand von Touristen nicht bevorzugt werden, wird das Treibsel-Material an vielen Küsten abtransportiert und als Abfall weiterbehandelt, obwohl es für verschiedene Nutzungen weiterverwendet werden könnte. Diese Problematik wurde gemeinsam mit der Projekt-Studie „POSIMA“ (<https://posima.de/>) unter dem Gesichtspunkt der Ökosystemleistungen analysiert. Dabei ergab sich das in Abbildung B1 dargestellte Bild als Illustration von qualitativen Szenarien, mit der die komplexen Zusammenhänge zusammenführend dargestellt werden können.

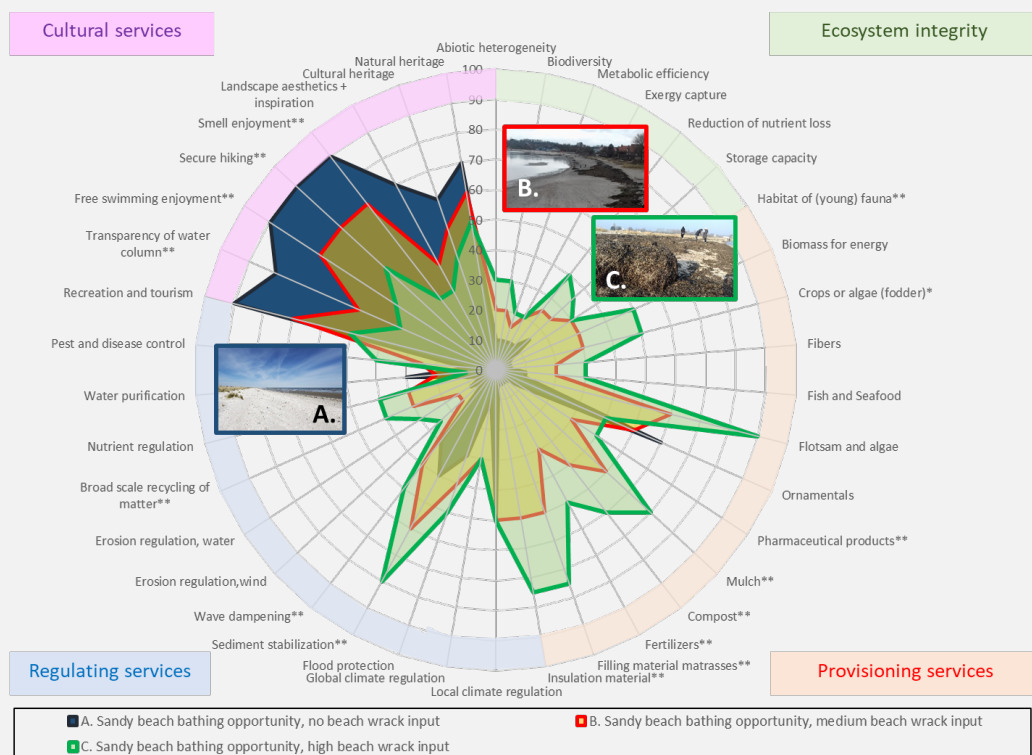


Abb. B1: Darstellung verschiedener Varianten von Treibselaufkommen an der Küste mit modifizierten Ökosystemleistungs-Kategorien auf der Basis der Ökosystemleistungsmatrix. Neben den bekannten Ökosystemleistungsklassen werden auch Integritäts-Parameter dargestellt. Die Varianten bezeichnen Küstensteifen mit Badestrand ohne Treibselanlandung (A), mit mittlerem (B) und hohem Treibselaufkommen (C). Es wird deutlich, dass bei den Versorgungsleistungen und den Regulationsleistungen Potenziale auftreten, die durchaus einer modifizierten Nutzung zugeführt werden könnten. Darüber hinaus wird die gegenläufige Wichtung potenzieller Nutzungen als Versorgungsleistungen und der Wertschätzung als kulturelle Leistung deutlich.

Abbildung 4 zeigt ein Beispiel für die regionalisierende Anwendung der Ökosystemleistungsmatrix im terrestrischen Bereich. Die Karte stellt die räumliche Verteilung des Ökosystemleistungspotenzials für lokale Klimaregulation in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern auf der Basis des CORINE-Datensatzes und einer Küsten-

und Meeresklassifikation nach Schumacher et al. [5] dar. Durch eine Verknüpfung der Matrix mit diesen Flächendaten wird die Kartierung der räumlichen Verteilung des Ökosystemleistungspotenzials ermöglicht.

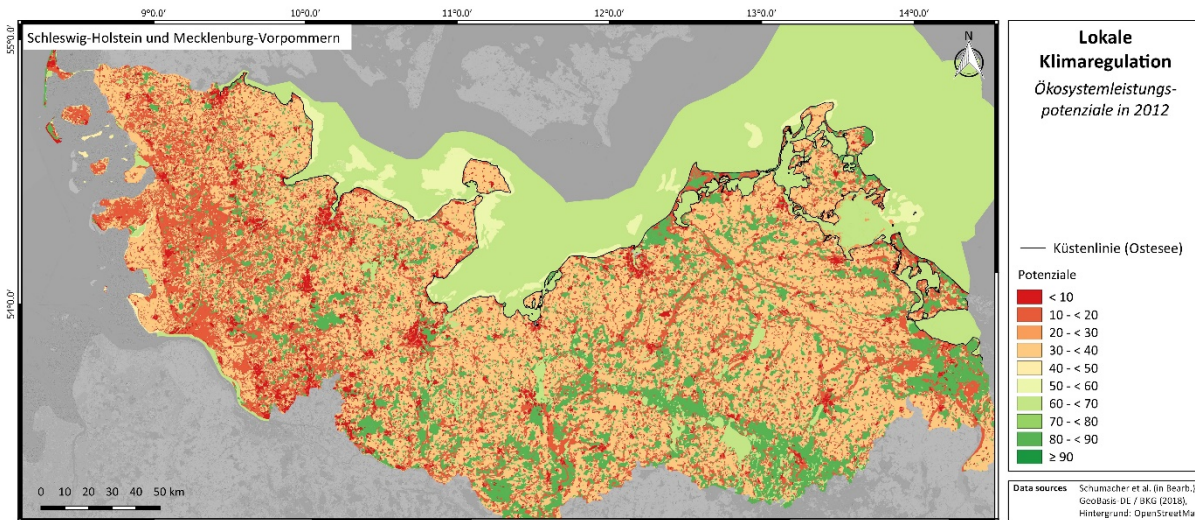


Abb. 4: Ökosystemleistungspotenziale für die lokale Klimaregulation in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern auf der Basis des CORINE-Landbedeckungs-Datensatzes, einer Küsten- und Meeresökosystemklassifikation [5] und der oben beschriebenen Ökosystemleistungsmatrix. Die Potenziale der Flächen liegen zwischen geringen Werten kleiner 10 und hohen Werten bis zu 100.

Im küstennahen und marinen Bereich werden in Kooperation mit dem Vorhaben SECOS II (https://www.io-warnemuende.de/projekt/141/secos_ii.html) zeitnah die abschließenden Überarbeitungen der Bezugsdaten getroffen und Konzepte für die Verknüpfung der Informationen zu Habitaten, Sedimenten und Wasserkörper entwickelt. Auf dieser Basis kann in der nahen Zukunft eine effiziente Anwendung der Matrix und eine möglichst realitätsnahe Kartierung der räumlichen Verteilung der Ökosystemleistungspotenziale in diesen terrestrisch-marinen Kontaktzonen ermöglicht werden.

Literatur

- [1] Burkhard, B., 2017. Ecosystem services matrix. In: Burkhard B. & Maes, J. (Hrsg.), Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 225–230.
- [2] Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F. & Windhorst, W., 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landscape Online 15: 1–22.
- [3] Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. & Müller, F., 2012. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. Ecological Indicators 21: 17–29.
- [4] Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. Landscape Online 34: 1–32.
- [5] Schumacher, J., Bicking, S., Inácio, M., Schernewski, G. & Müller, F., (in Bearbeitung). Spatial distribution of ecosystem services in the German Baltic Sea. In: Schubert, H. Bathmann, U. & Müller, F. (Hrsg., in Bearbeitung) Southern Baltic Coastal Analysis. Ecological Studies, Springer.

- [6] Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F. J., Carranza, M. L., Cazacu, C., Cosor, G. L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T. & Müller, F., 2015. Assessment of spatial ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. *Ecological Modelling* 295: 75–87.

Kai Ahrendt¹, Ivana Ruljevic² & Felix Müller²

¹ Büro für Umwelt und Küste, Steinstraße 25, 24118 Kiel und Geographisches Institut, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Ludewig-Meyn-Straße 14, 24118 Kiel

² Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abt. Ökosystemmanagement, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel

ahrendt@ICZM.de

Einsatz von geographischen Informationssystemen zur Ermittlung der Ökosystemleistungen von Küstenlinien



Zeeseenboot auf dem Saaler Bodden bei Born. (Foto: Felix Müller)

Im Folgenden wird eine Anwendung des Ökosystemleistungs-Matrix-Ansatzes für die Bewertung der Küstenlinien in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern vorgestellt. Mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen werden homogene Küstensektoren im Hinblick auf 9 Kategorien gekennzeichnet, klassifiziert und hinsichtlich ihrer Ökosystemleistungspotenziale bewertet. Die entstehenden Karten können auf verschiedenen Maßstäben abgebildet werden und können interessante Informationen für Planungs- und Entscheidungsprozesse liefern.

1 Einleitung

Während sich die im vorherigen Beitrag geschilderten Bewertungen von Ökosystemleistungen jeweils auf die flächenhaften Umsetzungen der Ökosystemleistungs-Matrix [5,6] beziehen, gilt es in einem weiteren Arbeitsschritt, die Küstenlinie selbst – schwerpunktmäßig verstanden als lineares Raumelement – hinsichtlich ihrer Ökosystemleistungspotenziale zu beschreiben. Dies geschieht auf der Basis einer digitalisierten Differenzierung von Küstentypen. Derartige Küstenklassifikationen sind seit langem ein fester Bestandteil naturwissenschaftlicher aber auch sozioökonomischer Forschung im Küstenraum (z. B. [7,8,2,4,9]). Je nach Fragestellung finden die unterschiedlichsten Klassifikationen Anwendung. Eine fachübergreifende multifunktionale Küstenklassifikation ist bisher allerdings nicht etabliert.

Die überwiegend sektoralen Betrachtungen, die den unterschiedlichen Klassifikationsmustern zu Grunde liegen, werden den immer komplexeren Fragestellungen einer zukünftigen Entwicklung und deren Steuerung allerdings nicht mehr gerecht. Daher wurde mit der hier beschriebenen Anwendung versucht, eine integrierte Sicht der vielfältigen Küsteneigenschaften umzusetzen, dabei die Ökosystemleistungen der Küstenlinie selbst zu qualifizieren und somit regionalisierte Informationen über qualitative Kriterien im Küstenverlauf für Planungs- und Entscheidungsprozesse anzubieten.

Der Einfluss des Klimawandels und veränderter Land- und Küstennutzungsformen auf die zukünftige Entwicklung von Küstenbereichen wird bisher überwiegend anhand von geomorphologischen, biologischen und sozioökonomischen Klassifikationen beschrieben. Es besteht daher ein starker Bedarf an erweiterten, fachübergreifenden Modellen. Hierfür bieten sich die Ökosystemleistungen an, die bisher für eine Küstenklassifikation kaum herangezogen worden sind.

2 Methodik

Die technische Grundlage für die hier beschriebene Ermittlung von Ökosystemleistungen bildet eine GIS-Software namens „Maptitude“ (Caliper Corp., Newton, MA, USA). Für diese Software wurde eine Erweiterung entwickelt, die es ermöglicht, eine küstennormale und eine küstenparallele Klassifikation vorzunehmen. Basis hierfür ist das Datenaufkommen des öffentlich zugänglichen Kartensystems von „Google Earth“ (Google LLC, Mountain View, CA, USA). Dabei wird ein Küsten-Segment definiert, wenn seewärts und landwärts der Küstenlinie die gleichen Bedingungen vorliegen. Wenn sich ein Attribut in einem Element ändert, wird ein neues Segment festgelegt (Abb. 1). Die Segmentierung ist skalunenabhängig. Insgesamt wurde diese Differenzierung anhand von 9 Kategorien durchgeführt und es wurde zusätzlich für jede Kategorie das aggregierte Ökosystemleistungspotenzial ermittelt.

Die Kategorien sind:

- 1 Küstenstruktur (Kliff, Nehrung, künstliche Küstenlinie, etc.)
- 2 Substrat des Strand (Sand, Kies, etc.)
- 3 Primäre Bauwerke (Deich, Wellenbrecher, Buhne, etc.)
- 4 Weitere Bauwerke und Infrastruktur-Maßnahmen
- 5 Seewärtige strandnahe Strukturen (Riff, Sandbank, etc.)

- 6 Seewärtige Bedingungen (offene Küste, steiler Abhang, etc.)
- 7 Landseitige Strukturen (Düne, Ästuar, Marsch, etc.)
- 8 Dominante Landnutzung (Besiedlung, Acker, etc.)
- 9 Weitere Landnutzungstypen (z. B. Corine-Land-Cover-Klassen)
- 10 Ökosystemleistungen für 4 zentrale Kategorien (Substrat, primäre Bau-
maßnahmen, strandnahe Strukturen, primäre Landnutzung)

Der Ermittlung der Ökosystemleistungen liegt die im vorigen Beitrag [3] beschriebene Matrix zugrunde. Die Bewertung der Ökosystemleistungen erfolgte daher auf einer Skala von 0 – 100. Die vier genutzten Kategorien wurden mit einem Wichtungsfaktor versehen, addiert und aus der Summe wurde ein Gesamtwert für die Kategorienkonstellation im untersuchten Sektor gebildet. Die so gewonnenen Ergebnisse für die Bewertung wurden anschließend nach ArcMap (ESRI, Redlands, CA, USA) überführt (Abb. 2).

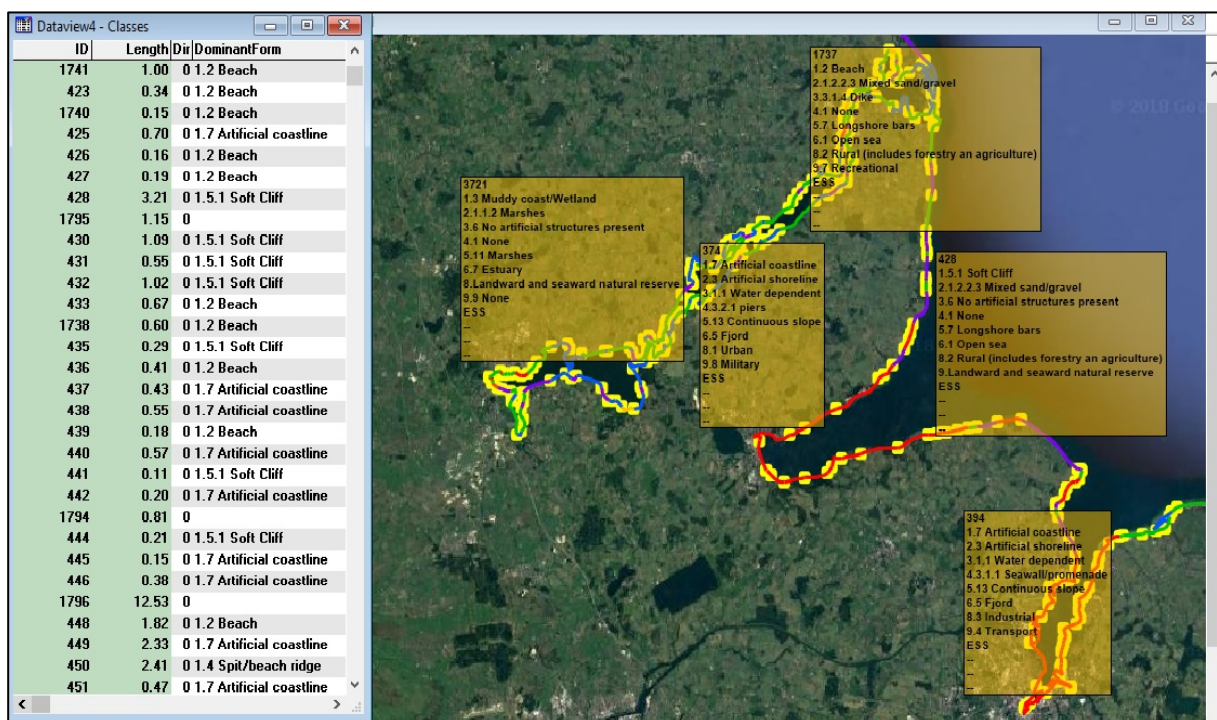


Abb. 1: Maptitude-Bildschirmausschnitt zur Segmentierung der Küstenzone am Beispiel der Fördenküste an der Kieler Bucht¹; gelbe Kästen: 9 Kategorien für ausgewählte Segmente, linke Bildschirmhälfte: Auflistung der Segmente mit Längen (km) und dominanten Merkmalen

¹ Software-Copyright: Maptitude, Version 2018, Caliper Corp. Background Images: Image Landsat/Copernicus, © 2018 Google; © 2009 GeoBasis-DE/BKG, Data S/O, NOAA, US Navy NGA GEBCO

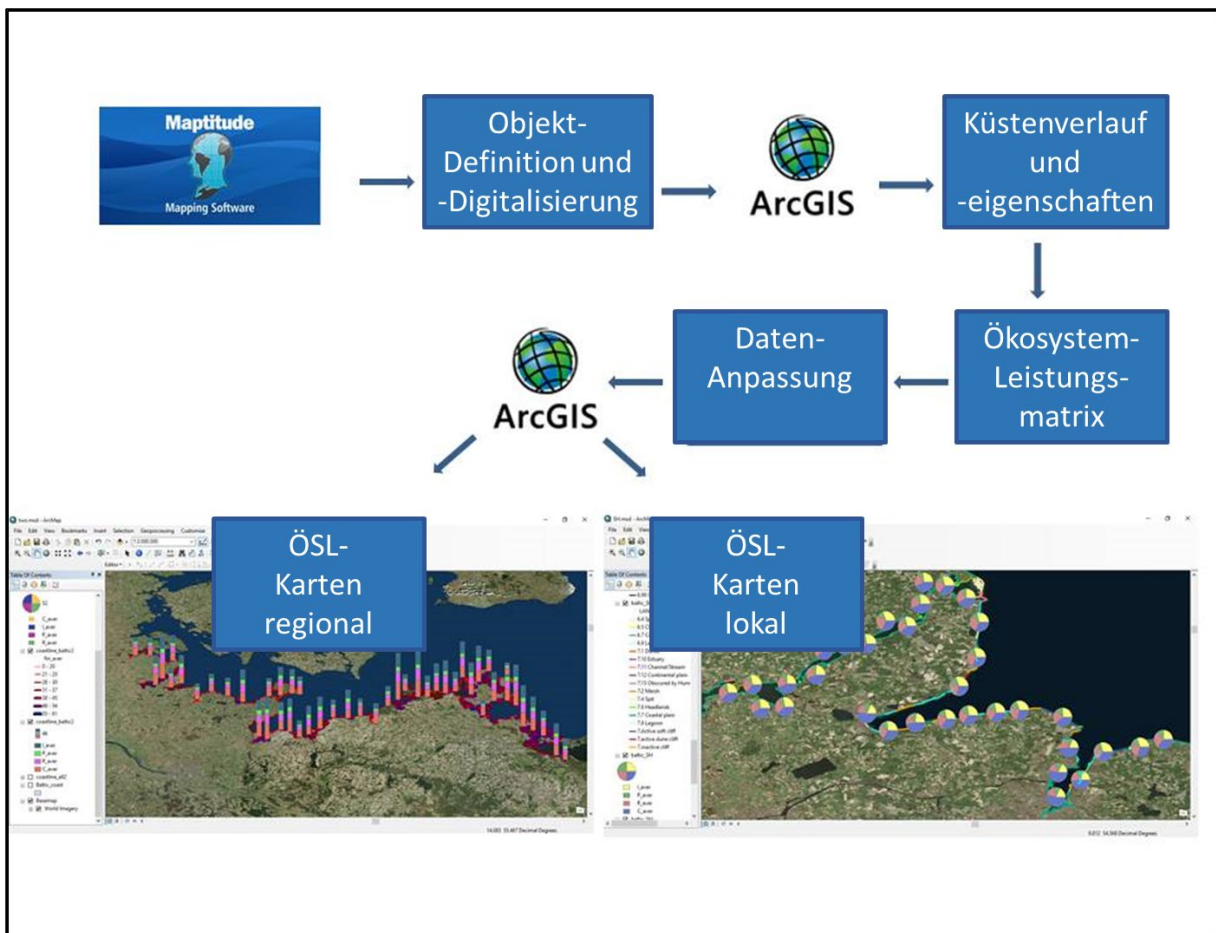


Abb. 2: Konzeptschema für die Berechnung und Darstellung der Ökosystemleistungen an der Küstenlinie. Die unteren Karten zeigen Beispiele für Ergebnisformate zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen auf verschiedenen Skalen. ÖSL = Ökosystemleistung

3 Ergebnisse

Die gesamte deutsche Ostseeküste wurde digital erfasst, segmentiert und kategorisiert (Abb. 3). Für jeden Küstenabschnitt liegen somit sämtliche Daten aus der o. a. Kategorienliste vor. Dadurch wurde ein Vergleich der Küstenstruktur zwischen einzelnen Küstenabschnitten bzw. zwischen Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern vorgenommen.

Die Ökosystemleistungen jedes Segments wurden graphisch in Karten übertragen (Abb. 4 & 5). Damit lässt sich schnell erkennen, welche Bereiche hohe und welche niedrige Ökosystemleistungen aufweisen.

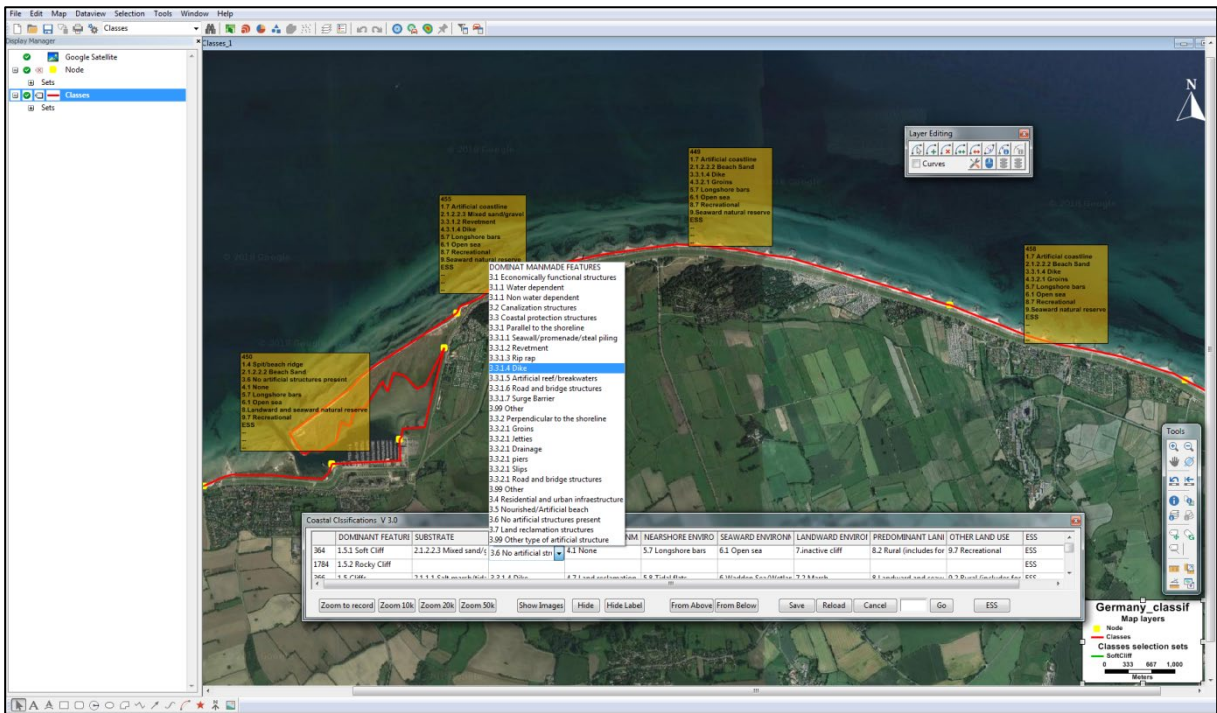


Abb. 3: Bildschirmausschnitt aus der Probstei (Region in Schleswig-Holstein) zur Kategorisierung von Segmenten in einem Arbeitsblatt der Maptitude-Software.

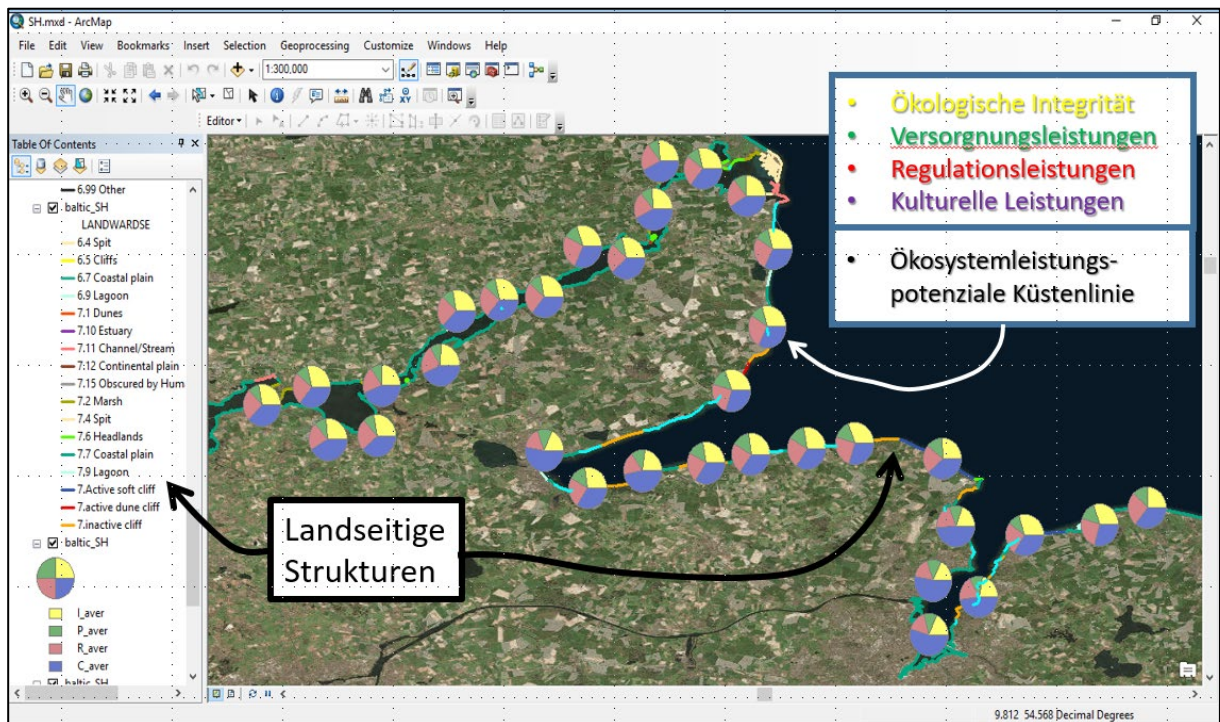


Abb. 4: Bildschirmausschnitt zum Vergleich von Küstenabschnitten. Die Linienfarbe der Küste steht hier für den dominierenden Landnutzungstyp und die Kreisdiagramme zeigen die relative Verteilung von Ökosystemleistungs-Potenzialen in den repräsentativen Sektoren auf (gelb: Integrität; grün: Versorgungsleistungen; rot: Regulationsleistungen; blau: kulturelle Leistungen).

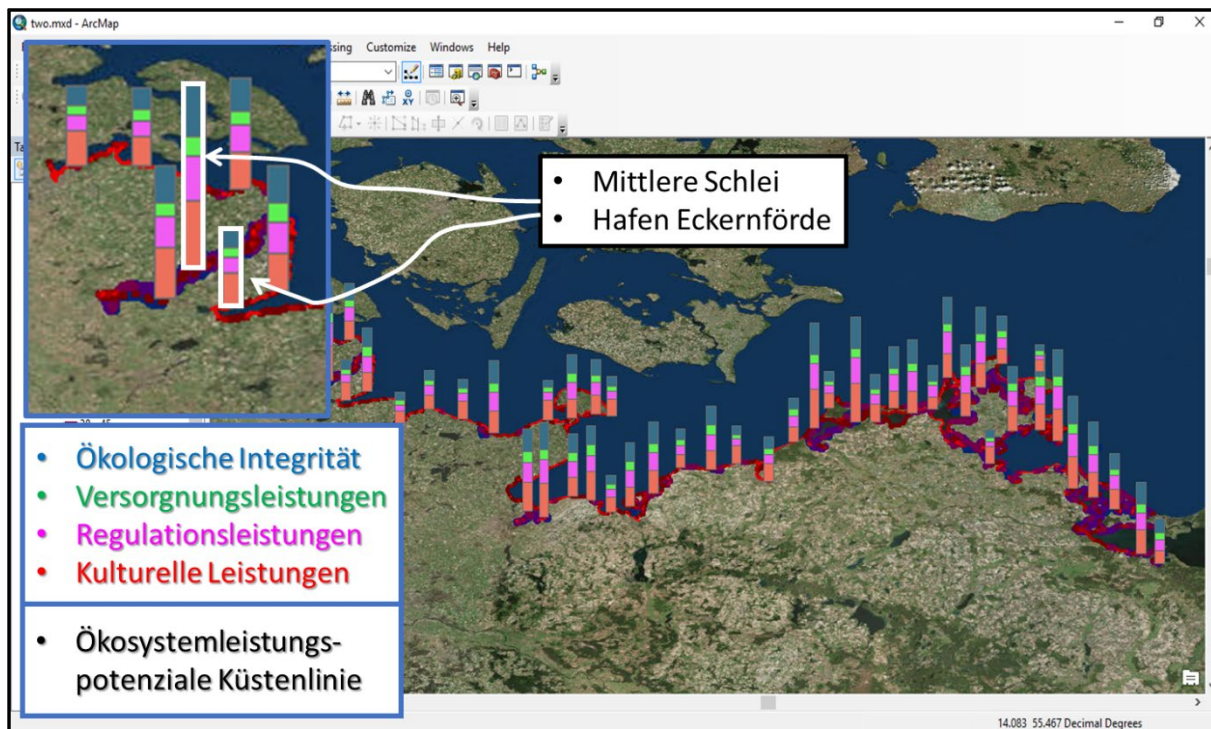


Abb. 5: Bildschirmausschnitt zur Abbildung des Potenzials für die Erbringung von Ökosystemleistungen für aggregierte Segmente der deutschen Ostseeküste; Die Höhe der Säulen ergibt sich aus der Summe von Integrität (blau), Versorgungsleistungen (grün), Regulationsleistungen (lila) und kulturellen Leistungen (rot) auf der Matrix-Skala zwischen 0 und 100. Links oben werden zwei unterschiedliche Küstenabschnitte vergleichend hervorgehoben.

4 Schlussfolgerung

Mit dem vorliegenden GIS-Werkzeug lässt sich das Gesamtpotenzial zur Erbringung aggregierter oder einzelner Ökosystemleistungen von unterschiedlich großen Küstenabschnitten im aktuellen Zustand abschätzen und indizieren. Damit kann auch eine moderne Bewertung des ökologischen Istzustandes vorgenommen werden. Diese Bewertungs-Materialien befinden sich derzeit in der Auswertung.

Ein weiterführender Ansatz besteht z. B. in einer fortschreitenden Integration der Resultate, z. B. mit Hilfe von Clusteranalysen. Dieses Konzept wird derzeit weiterverfolgt. Ebenso können die Ergebnisse eine Grundlage für zukünftige Managementstrategien sein und Basisinformationen für umweltpolitische Entscheidungsprozesse liefern. Unter den Annahmen von Klimaänderungsszenarien und Szenarien der agrarischen oder demographischen Entwicklung lassen sich z. B. für unterschiedliche Zeitabschnitte (z. B. Jahr 2050, 2075, 2100) veränderte Potenziale zur Erbringung von Ökosystemleistungen abschätzen, die wiederum die Anfälligkeit der Segmente gegenüber klimatischen und demographischen Veränderungen widerspiegeln. Damit können die Ideen des Ökosystemleistungskonzepts als Qualitätsmerkmale in das nachhaltige Landschafts- und Küstenmanagement einfließen.

Spinnen-Diagramm-Analyse: Beispiel Ökosystemleistungen der direkten Küstenlinien von Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern

Die Auswertung der Ökosystemleistungskarten kann auch für den Vergleich der Potenziale verschiedener Regionen, Zeitpunkte oder Szenarien genutzt werden. Eine mögliche Anwendung zeigt die Abbildung 6. Hier werden die indizierten, mittleren Potenziale der Küstenlinien der beiden Ostsee-Anrainer-Bundesländer dargestellt. Sie ähneln sich zum einen sehr, weil die Küstenlinie beispielsweise viele Versorgungsleistungen grundsätzlich nicht erbringen kann, weil die Strände nur beschränkte Regulationsleistungen hervorbringen und weil auch viele Kenngrößen der Integrität z. B. im Vergleich mit terrestrischen Systemen geringe Werte aufzeigen. Daneben zeigen sich aber auch Unterschiede zwischen den Ländern, etwa bezüglich einiger Integritäts-Parameter, der Nährstoffregulation oder auch hinsichtlich der kulturellen Dienstleistungen.

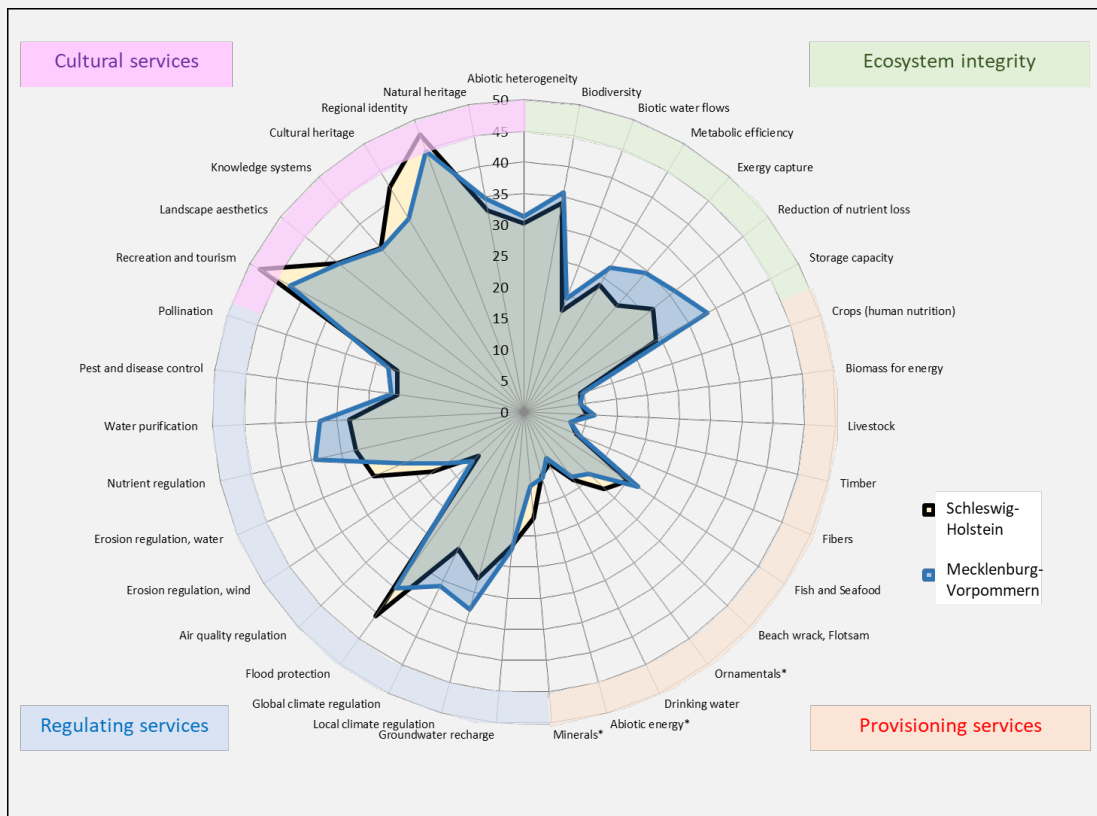


Abb. 6: Darstellung der gemittelten Ökosystemleistungs-Potenziale und Integritäts-Indikatoren der direkten Küstenlinien in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (blau) und Schleswig-Holstein (gelb). Die Zahlen basieren auf der im voranstehenden Text erläuterten Ökosystemleistungsmatrix [3]. Die jeweiligen mittleren Wahrscheinlichkeiten zur potenziellen Bereitstellung der einzelnen Leistungen (ESPON-Punkte) aus dem Datenbereich 0 (kein Potenzial) bis 100 (sehr hohes Potenzial) wurden in diesem Fall anhand der Ausprägungen folgender Kategorien ermittelt: Küstenstruktur und primäre Bauwerke (1), Substrat (2), strandnahe Strukturen (5) und dominante Landnutzung (8).

Literatur

- [1] Ahrendt, K., Scalise, A., Sterr, H., Müller, F. & Rulijevic, I., 2019. A new multifunctional coastal classification for eco-system-service assessments. *Natural Resources Conservation and Research* (submitted 2018).
- [2] Appelquist, L. R. & Halsnaes, K., 2015. The Coastal Hazard Wheel system for coastal multi-hazard assessment & management in a changing climate. *Journal of Coastal Conservation* 19 (2): 157–179.
- [3] Bicking, S. & Müller, F., 2019. Die „Matrix“ - Ein Werkzeug zur Bewertung von Ökosystemleistungen. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 37–45.
- [4] Böse, M., Ehlers, J. & Lehmkuhl, F., 2018. Deutschlands Norden vom Erdaltertum zur Gegenwart. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- [5] Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands - Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* 34: 1–32.
- [6] Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F. & Windhorst, W., 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* 15: 1–22.
- [7] Kelletat, D., 1989. *Physische Geographie der Meere und Küsten*. Vieweg+Teubner Verlag Wiesbaden.
- [8] Niedermeyer, R.-O., Lampe, R., Janke, W., Schwarzer, K., Duphorn, K., Kliewe, K. & Werner, F., 2011. *Die deutsche Ostseeküste*. Sammlung geologischer Führer Bd. 105, Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- [9] Snoeijs-Leijonmalm, P., Schubert, H. & Radziejewska, T. (Hrsg.), 2017. *Biological Oceanography of the Baltic Sea*. Springer Netherlands.

Rhena Schumann¹, Maximilian Berthold¹, Irmgard Blindow², Felix Müller³,
Martin Paar² & Hendrik Schubert⁴

¹ Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Biologische Station Zingst, Mühlenstraße 27, 18374 Zingst

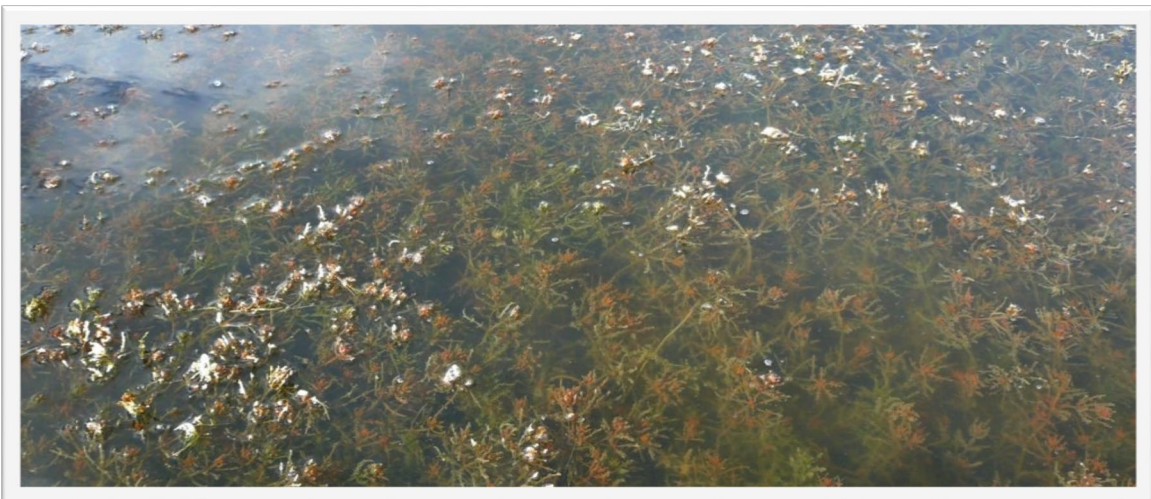
² Universität Greifswald, Biologische Station Hiddensee, Biologenweg 15, 18565 Kloster

³ Universität Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abt. Ökosystemmanagement, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel

⁴ Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Ökologie, A.-Einstein-Straße 3, 18059 Rostock

rhena.schumann@uni-rostock.de

Innere Küstengewässer, deren Stoffkreisläufe, Energieflüsse und Nahrungsnetze – eine Einführung



Solche prächtigen Wiesen aus Armleuchteralgen gab es bis in die 1980er Jahr an vielen Stellen. Heute sind solche Bestände immer noch selten (Kirr-Bucht der Darß-Zingster Boddenkette 2011).

Ökosysteme und ihre Biozönosen sind komplexe, sich selbst regulierende Systeme, die in ständigem Austausch mit der sie umgebenden Umwelt stehen. Die hohe Variabilität in Artenzusammensetzung, Biomasse und Produktion der Lebensgemeinschaften innerhalb eines Ökosystems wird durch jahreszeitliche Veränderung von Umweltfaktoren, wie Temperatur, Licht und Pflanzennährstoffe, beeinflusst. Ein Ökosystem wird als stabil betrachtet, wenn es trotz der genannten Schwankungen in den Umweltparametern seine Struktur (Artenzusammensetzung, Biodiversität, Biomasseverteilung) und Funktion (Effizienz des Nahrungstransfers, Organisation des Nahrungsnetzes) erhält. Kommt es zu massiven Störungen und Veränderungen in der Struktur und Funktion eines Ökosystems durch z. B. Klimaänderungen und Eutrophierung, wird ein anderer Zustand des Ökosystems erreicht, der ebenfalls wieder stabil sein kann.

Glossar

Anoxie: Abwesenheit von Sauerstoff, Tiere sterben, Phosphat wird aus Sedimenten freigesetzt, Nitrat wird zu Luftstickstoff umgesetzt

Attenuation: Abschwächung des Lichts im Wasserkörper

Benthos: Lebensgemeinschaft auf und im Sediment

Biozönose: Lebensgemeinschaft in einem Habitat

Bottom Up Kontrolle: Steuerung trophischer Ebenen über die pelagische Primärproduktion "von unten" durch Ressourcen, insbesondere die Nährstoffverfügbarkeit

Cladoceren: Blattfußkrebse ("Wasserflöhe"), in Seen sehr beutende Vertreter des Zooplanktons

Copepoden: Ruderfußkrebse, ca. 1 mm große für die Bodden wichtige Vertreter des Zooplanktons

Cyanobakterien: Blaualgen, in eutrophierten Gewässern oft dominierend

Denitrifikation: mikrobielle Umsetzung von Nitrat zum Luftstickstoff, tritt nur bei Abwesenheit von Sauerstoff auf

Diatomeen: Kieselalgen, die in vielen Gewässern im Frühjahr eine Algenblüte bilden, auch sehr wichtige Besiedler des Sediments und von Makrophyten

Epiphyten: auf Makrophyten siedelnde Algen und Cyanobakterien

Exergie: im Ökosystem gespeicherte Energie

Habitat: ursprünglich der (gesamte) Lebensraum einer Art, heute synonym zum Biotop als Lebensraum einer Gemeinschaft

Invertebraten: Wirbellose Tiere

Klarwasserphase: stabiler Gewässerzustand mit klarem Wasser und Dominanz von Unterwasservegetation

Klarwasserstadium: nach der durch Fraßdruck des Zooplanktons beendeten Frühjahrsblüte des Phytoplanktons einsetzender Zeitraum besonders klaren Wassers

Langmuir-Zirkulation: windgetriebene Wasserbewegung, bei der parallel zur Windrichtung "Wasserwalzen" entstehen, die das Plankton in kurzer Zeit im Wasser auf- und abbewegen, zu erkennen an den langen Schaumstreifen an der Wasseroberfläche

Limitation: Begrenzung des Wachstums eines trophischen Niveaus über die Nahrungsgrundlage, d. h. über Nährstoffe beim Phytoplankton

Makrophyten: die aus höheren Pflanzen und (größeren) Algen bestehende Unterwasservegetation

Pelagial: freier Wasserkörper, darin lebende Gemeinschaft ist pelagisch

Phosphatasen: Enzyme, die bei Phosphormangel von vielen Organismen, vor allem Einzellern, sekretiert werden

photosynthetischer Quotient: Verhältnis zwischen fixiertem Kohlenstoff und produziertem Sauerstoff

Phytoplankton: Mikroalgen und Cyanobakterien des Planktons sind photosynthetisch aktiv.

Picoplankton: Plankton mit einer Größe von 0,2-2 µm, Bakterien und viele Cyanobakterien

Plankton: die im Wasser lebenden Organismen, deren Eigenbeweglichkeit nicht ausreicht, um sich gegen die Verdriftung durchzusetzen

Primärproduzenten: alle photosynthetisch aktiven Organismen, die aus Kohlendioxid Biomasse bilden

Protisten: einzellige Tiere

Redfield-Verhältnis: Empirisch beschriebenes Elementverhältnis von Plankton im Meer

Resuspension: durch bodennahe Strömung induzierte Aufwirbelung von Sedimentpartikeln

(...wird auf nächster Seite fortgesetzt)

(...Fortsetzung)

Rotatorien: Rädertiere, in inneren Küstengewässern ebenfalls sehr wichtige Zooplanktongruppe

Sedimentation: Absinken von Sestonpartikeln auf das Sediment

Seston: alle im Wasser schwebenden Partikel einschließlich des Planktons

submers: untergetaucht

Tippling Point: ein Gewässerzustand, bei dem eine zufällige Änderung äußerer Faktoren, eine sogenannte Störung, den Ökosystemzustand maßgeblich verändern können

Top Down Kontrolle: Begrenzung der trophischer Ebenen "von oben" durch den Fraßdruck (des Zooplanktons), in engerem Sinne nur des Phytoplanktons

Top-Prädatör: Raubtier an der Spitze des Nahrungsnetzes

Trichom: Faden aus vielen Zellen

Trübe Phase: stabiler Gewässerzustand mit trübem Wasser und Dominanz von Phytoplankton

Weitergabeeffizienz: von Energie bzw. Biomasse von einer trophischen Ebene zur nächst höheren durch das Nahrungsnetz, wobei der Hauptverlust durch Atmung entsteht

Zoobenthos: Tiere, die auf oder im Sediment leben, oft steht nur das Makrozoobenthos im Fokus, also Tiere > 1 mm

Zooplankton: Tiere des Planktons, in inneren Küstengewässern überwiegend Protisten, Copepoden und Rotatorien

In den voranstehenden Texten wurden verschiedene Ansätze zur Analyse und Bewertung von Ökosystemleistungen im Küstenbereich dargestellt. Allen genannten Konzepten – von der ökologischen Differenzierung der Ökosystemleistungen über die ökonomische Inwertsetzung bis hin zum ethischen Diskurs - ist gemein, dass sie vollständig von der ökologischen Funktionsfähigkeit der betroffenen Ökosysteme abhängig sind [26]. Folglich sollten Ökosystemleistungen im Rahmen von ökologischen Beurteilungen oder Risikoanalysen nicht isoliert betrachtet werden, denn sie beleuchten nur den einen Aspekt – die Nutzbarkeit natürlicher Strukturen und Funktionen zur Verbesserung des menschlichen Wohlbefindens [18]. Angaben zu den Rahmenbedingungen bleiben daher unbedingt erforderlich, um den Zustand von Ökosystemen auch unter naturwissenschaftlichen Aspekten zu beschreiben. Die ökologische Analyse von Ökosystemen und die Bewertung ihrer nachhaltigen Nutzbarkeit sind somit zwei Seiten einer gemeinsamen Medaille. Beide liefern bereits in Einzelbetrachtung wichtige Resultate. Wenn diese Aspekte gemeinsam untersucht und diskutiert werden, ergeben sich neue, integrative Gesichtspunkte, die für das Gesamtverständnis der küstennahen Mensch-Umwelt-Systeme von großer Bedeutung sein können [29].

Darüber hinaus ist es konzeptionell wichtig, äußerst anwendungsrelevant und inhaltlich spannend, der Frage nach der Entstehung der Ökosystemleistungen nachzugehen: Wie werden Versorgungsleistungen, Regulationen und kulturelle Leistungen erzeugt [43], welches sind die grundlegenden Prozesse im Ökosystem, wodurch werden die Leistungen potenziell gefährdet und wie kann ihr Management optimal gestaltet werden [35]? Welches sind die Wechselwirkungen zwischen Ökosystemleistungen und Biodiversität. Wie wirken sich die Stoffkreisläufe auf die Leistungen aus. Welche Interaktionen bestehen zwischen Produktivitäten, den Flüssen sowie der

Speicherung von Energie im Nahrungsnetz. Welche Auswirkungen haben Eutrophierungsvorgänge auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen [7]?

Diese und viele weitere Fragen werden gestellt, um das Gesamtverständnis in den Mensch-Umwelt-Systemen an der Ostseeküste zu erhöhen und um das nachhaltige Umwelt-Management dieser Areale zu optimieren. Auch in diesem Erkenntnisbereich stößt man auf eine sehr große Komplexität von Strukturen und Prozessen, deren zentrale Elemente wir im Folgenden einführend schildern wollen. Wichtige Begriffe der **Ökosystemtheorie** werden vorgestellt und erklärt. Weitere Begriffe sind knapp in einem Glossar definiert. Zu den dargestellten Begriffen, Eigenschaften und Prozessen der Küstenökosysteme wird jeweils der Stand des Wissens bzw. die Entwicklung eines sehr lange und gut untersuchten Ökosystems, der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK), bis zur Mitte der 1990er Jahren erläutert. Die folgenden Beiträge [50,33,8] stellen die weitere Entwicklung der DZBK dar. Außerdem wurde ein zweites inneres Küstengewässer, der Vitter Bodden (VB), zwischen 2013 und 2018 vergleichend untersucht. Dieser Bodden hat einen deutlich höheren Wasseraustausch mit der Ostsee, was immense Auswirkungen auf Struktur und Funktion der Ökosysteme hat.

1 Küstengewässer der südlichen Ostseeküste

Küstengewässer haben auf Grund ihres zumeist geringen Alters und der hohen Variabilität der Umweltparameter im Wasser und den Sedimenten eine geringere Biodiversität als andere Gewässer. Auf der Landschaftsebene zählen sie jedoch weltweit zu den artenreichsten und produktivsten Ökosystemen [55]. Sie sind komplex, vielfältig, unterliegen starken hydrologischen Schwankungen, z. B. Wasserstandsschwankungen und Süßwasserzufuhr, einer ausgeprägten Jahresperiodik gesteuert über Temperatur und Licht und sind oft stark eutrophiert [38]. Zu ihnen gehören so verschiedene Lebensräume, wie Flussmündungen, stark bewachsene Felsküsten, flache Boddengewässer und Muschelbänke. In Küstengewässern kommt der submersen Vegetation eine besondere Bedeutung zu, da diese nicht nur selbst zur Klimaregulation und zum Küstenschutz beiträgt [13], sondern auch durch ihren Wuchs die Komplexität und Artenvielfalt des Lebensraums Küste erhöht [14,48].

Küstengewässer versorgen den Menschen nicht nur mit Nahrung, sondern spielen eine entscheidende Rolle im Küstenschutz und der Klimaregulierung. Diese **Ökosystemleistungen** haben eine immense Bedeutung für das Wohlergehen des Menschen. Die vielfältige Nutzung des Menschen ist auch mit negativen Auswirkungen verbunden, direkt durch Siedlungen im Einzugsgebiet (z. B. Hafenausbau, Sandaufspülungen), Nutzung und Entnahme natürlicher Ressourcen (z. B. Fischerei) oder indirekt durch Einleitung von Nährstoffen (z. B. Dünger) und gewässerschädigenden Substanzen (z. B. Herbizide) [27]. Die gesamte Ostsee und deren Küstengewässer sind in den letzten hundert Jahren stark durch den Eintrag von Nährstoffen, vor allem Phosphor und Stickstoff beeinflusst worden [3]. Diese starke Beeinflussung hat zu Änderungen der Ökosystemstrukturen, -funktionen und den damit verbundenen Leistungen geführt. Offensichtlichste Änderungen waren ein starker Anstieg der Trübung durch eine höhere Biomasse des Phytoplanktons, der sich ein Rückgang der Unterwasservegetation anschloss [27,33].

Eine nachhaltige Nutzung der Küstengewässer ist nur unter dem Erhalt der Artenvielfalt und Ökosystemfunktionen möglich. Die Beurteilung der Küstengewässer im Zuge des Bewirtschaftungsplans der Wasserrahmenrichtlinie beruhte auf Qualitäts-

komponenten, die auf der Abundanz, Artenvielfalt und Ausbreitung der Lebensgemeinschaften beruhen. Zwar wurde ein einheitlicher Standard für die Beurteilung der Küstengewässer entlang der deutschen Küsten von Ost- und Nordsee eingeführt und umgesetzt, jedoch werden von keinem der zur Beurteilung berücksichtigten Qualitätskomponenten **Ökosystemfunktionen**, wie die aquatische Primärproduktion, mit einbezogen.

An der südlichen Ostseeküste gibt es 3 Typen von inneren Küstengewässern, Förden (im Westen, Schleswig-Holstein), Bodden (im mittleren Teil, Mecklenburg-Vorpommern) und Haffe (im Osten, Mecklenburg Vorpommern und Polen). Die Bodden lassen sich nach Anzahl und Art der Verbindung zur offenen Ostsee unterscheiden: Bodden mit einer Öffnung und zusätzlicher Schwelle (Typ I b), wie die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK), sowie Bodden, wie die Westrügensch Bodden, mit zwei Verbindungen nach außen und somit deutlich mehr Ostseeinfluss (Typ II) [41]. Bis in die 1990er Jahre wurden nur einige innere Küstengewässer der Ostsee intensiv untersucht, wie die DZBK (Typ I b) und der Greifswalder Bodden (Typ II).

Boddentypen nach Schlunbaum und Baudler [41]

- **I a:** mit größerer Wassertiefe, Förde
- **I b:** mit geringer Wassertiefe und einer etwas tiefer liegenden Ostseeverbindung in Form einer Schwelle
 - Schlei
 - Darß-Zingster Boddenkette
 - Nordrügensch Bodden
- **II:** mit mindestens 2 Ostseeverbindungen, oft mit Zwischengewässern, gelegentlich entstehen Durchflusssituationen
 - Wismarbucht
 - Westrügensch Bodden incl. Vitter Bodden
 - Greifswalder Bodden

2 Stoffkreisläufe in Küstengewässern – am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette

Die **DZBK** ist nicht nur ein sehr gut untersuchtes inneres Küstengewässer, sondern auch eines mit der längsten und dichtesten kontinuierlichen Datenreihe [44] (Abb. 3 & 4). Neben dem Langzeitmonitoring werden insbesondere die Ökosystemfunktionen und Regulationsmechanismen experimentell untersucht. Besonderer Wert wurde und wird darauf gelegt, die biotischen Komponenten vor allem der Wassersäule möglichst umfassend zu untersuchen (Abb. 1) und deren Leistungen zu erfassen (z. B. [54]) und teilweise räumlich hoch aufgelöst zu messen (z. B. [25]). Deshalb werden die ökologischen Fachbegriffe am Beispiel von Erkenntnissen aus der DZBK erläutert.

Ein **Ökosystem** besteht aus einem Habitat, der abiotischen Umwelt, und der Biozönose, der Lebensgemeinschaft der Organismen. Die Vielfalt an Interaktionen zwischen den Organismen bildet das Nahrungsnetz. Die im Nahrungsnetz ablaufenden Stoffkreisläufe wurden für die DZBK zwar aufwendig und umfassend gemessen,

aber oft nur für den Kohlenstoff dargestellt und umfassten meistens nur das Pelagial (Abb. 1). Die Weitergabe organischen Materials entspricht dabei ungefähr dem Energiefluss in einem Nahrungsnetz, dessen Weitergabefizienz daraus berechnet werden kann. Vergleicht man die Weitergabe des Kohlenstoffs von der pelagischen Primärproduktion (Phytoplankton) zum Zooplankton, fällt auf, dass nur ein sehr geringer Teil der Biomasse (<5 %, Abb. 2 oben rechts) mit den Copepoden das Plankton verlässt und von Fischen genutzt werden kann [47]. Die tatsächliche Weitergabe an höhere trophische Ebenen wurde jedoch nicht gemessen. Auch die Verbindung zum Benthos wurde lediglich abgeschätzt.

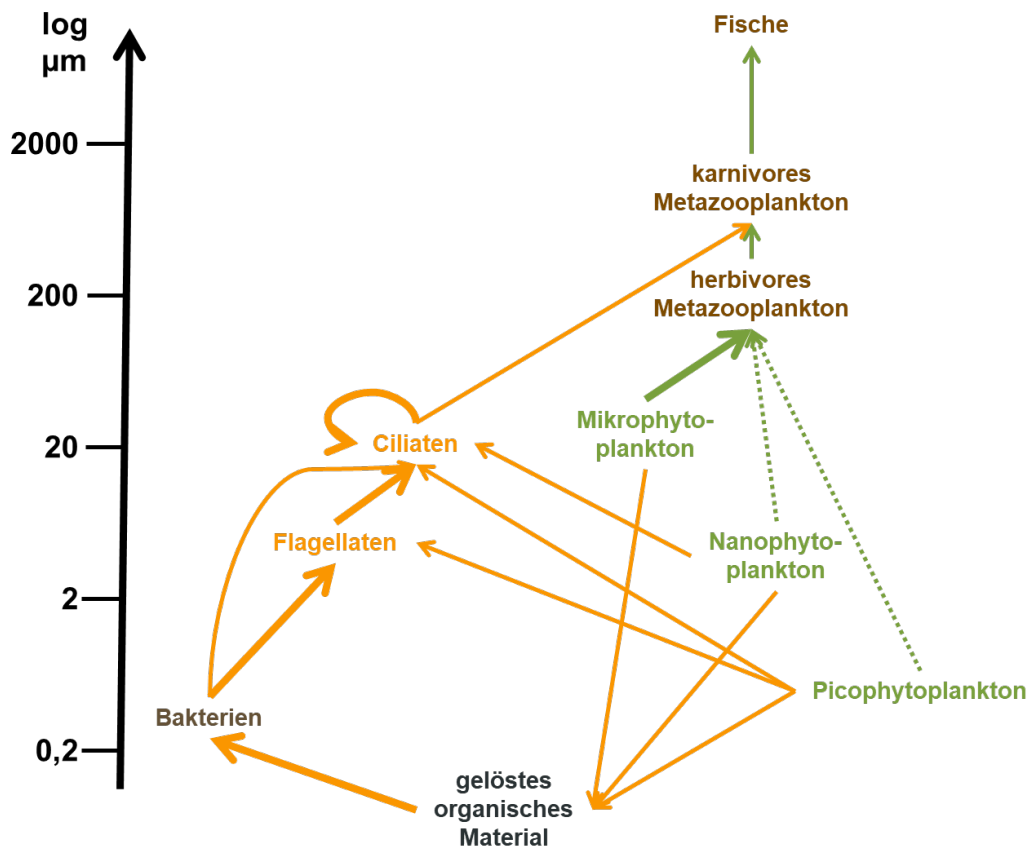


Abb. 1: Komplexes pelagisches Nahrungsnetz innerer Küstengewässer, aus dem die Bedeutung der Protisten (Ciliaten, Flagellaten) hervorgeht: (modifiziert nach Schiewer [38]). Gelöstes organisches Material wird über Bakterien und Protisten ins Nahrungsnetz eingebracht (orangefarbene Pfeile). Es gibt zahlreiche Verbindungen zur klassischen, auf der Phytoplanktonbiomasse beruhenden Weidenahrungskette (grüne Pfeile). Beide Kohlenstoff- und Energiewege „füttern“ das Zooplankton, das die Nahrungsgrundlage für Fische ist. Die Stärke der Pfeile symbolisiert die Bedeutung des Stofftransfers. Die y-Achse zeigt den Größenbereich der Organismen.

Eine wichtige Funktion von Ökosystemen ist die Fixierung von CO₂ aus der Atmosphäre und die Bildung von Biomasse, in der Energie gespeichert ist. Somit ist der Kohlenstoffkreislauf mit dem Energiefluss verbunden. Zwei Begriffe stehen für die Fähigkeit von Ökosystemen, Energie zu speichern bzw. Biomasse zu akkumulieren: **Exergie und Kohlenstoff-Sequestrierung**. Die in den organischen Verbindungen gespeicherte nutzbare Energie, die (später) Arbeit verrichten kann, heißt Exergie. Diese Arbeit kann der Aufbau von neuer Biomasse sein (z. B. Wachstum, Reproduktion) oder dem Erhalt der vorhandenen Biomasse dienen (z. B. Zellatmung,

Bewegung). Steht nicht die Energie im Vordergrund der Betrachtung, beschreibt man die (dauerhafte) Fixierung von CO₂ als Kohlenstoffsequestrierung. Damit wird CO₂ nachhaltig aus der Atmosphäre entfernt. Beide Begriffe werden in terrestrischen Ökosystemen als sogenannte Integritätsindikatoren benutzt.

In aquatischen Systemen, vor allem im Pelagial, gibt es wegen der überwiegend kurzlebigen Primärproduzenten einen anderen Parameter, der die Funktion des Ökosystems beurteilt. Das ist die **Wachstumseffizienz** (Growth Efficiency) des Planktons oder die Weitergabeneffizienz von Kohlenstoff bzw. Energie bis zum Top-Prädator. Im Plankton wird untersucht, ob eher Kohlenstoff im Nahrungsnetz bleibt, oder ob der fixierte Kohlenstoff schnell wieder veratmet und an die Atmosphäre abgegeben wird. Hier spielen neben den Bakterien vor allem Protisten (Flagellaten und Ciliaten) eine große Rolle, die jedoch nur selten untersucht werden [2,39]. Damit bleibt eine wichtige Komponente der Nahrungsnetze weitgehend unbekannt. Im Benthos sind Protisten noch weniger untersucht [17] und auch die stoffliche benthisch-pelagische Kopplung ist auch weitgehend unaufgeklärt.

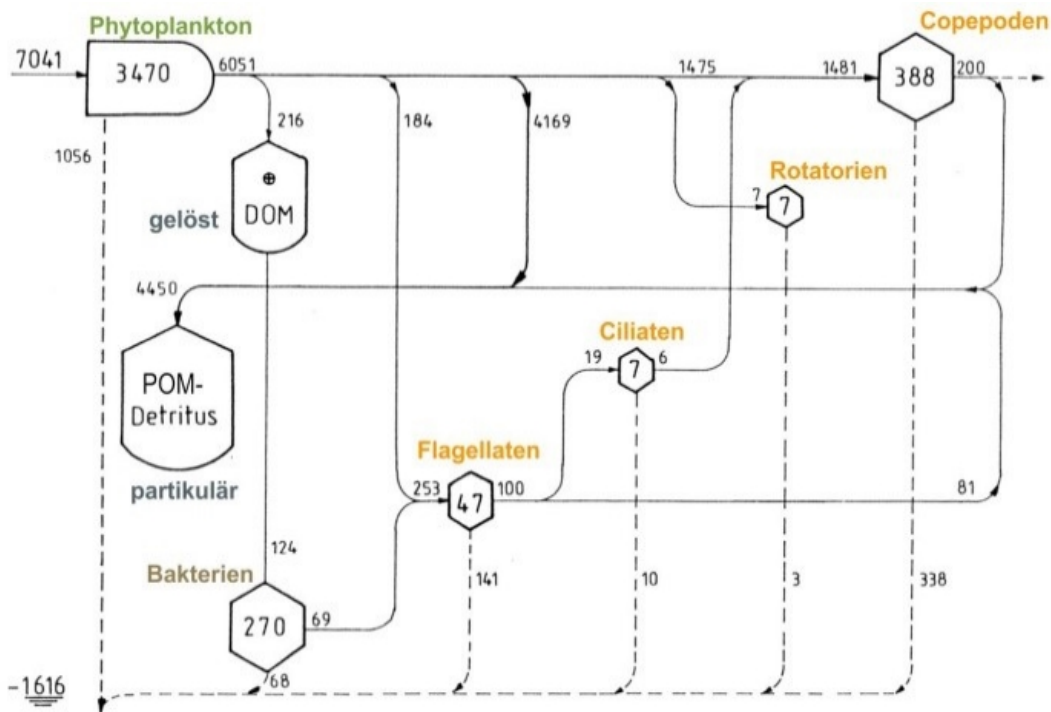


Abb. 2: Pelagischer Kohlenstoffkreislauf im Zingster Strom am 05.05.1992 [47]. Zahlen in den Kompartimenten: Biomasse ($\mu\text{g C l}^{-1}$), Zahlen an den Pfeilen: Flüsse ($\mu\text{g C l}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Maximale Bruttoproduktion: 7041 und aufsummierte Respiration: 1616 $\text{g C l}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

In vielen wissenschaftlichen Publikationen werden **Abkürzungen** für die in Stoffkreisläufen vorkommenden und umgesetzten Elemente benutzt (Box). C ist Kohlenstoff, N Stickstoff und P Phosphor. Alle diese Elemente können gelöst und in anorganischer Form vorliegen. Im Fall von N und P sind letztere die sogenannten Pflanzennährstoffe, die über die Eutrophierung das Phytoplanktonwachstum antreiben. Im Falle von C gibt es in den meisten Ökosystemen kein Problem mit der Versorgung von Phytoplankton und der Unterwasservegetation, weil aus der Atmosphäre immer genug nutzbare Ionen und Moleküle nachgeliefert werden. Diese Verbindungen werden mit „DI“, wie dissolved inorganic bzw. gelöst und anorganisch, abgekürzt. Sind diese Elemente gebunden, können sie in der Biomasse fixiert sein, dann sind sie partikulär bzw. als

Zellen oder gebunden an andere Partikel abfiltrierbar. Dann werden sie als „P“, wie partikulär bezeichnet. Kann man messtechnisch nicht zwischen gelöst und partikulär unterscheiden, nennt man das Element „total, T“. Damit ist am Beispiel des Phosphors DIP = Phosphat frei gelöst, anorganisch und pflanzenverfügbar. TP wäre dann der gesamte in der Wassersäule vorkommende Phosphor, unabhängig von dessen momentaner Verfügbarkeit oder Lokalisation.

Phosphor- und Stickstoffkreisläufe haben einige gänzlich andere Ein- und Ausgangsgrößen sowie andere Import- und Exportwege als der Kohlenstoffkreislauf. Beide Nährelemente gelangen als Auswaschungen aus Böden über diffuse Quellen und Punktquellen in die Küstengewässer. Zahlreiche Maßnahmen in den Einzugsgebieten (Kläranlagen, Regulationen der Düngung u. a.) reduzieren die Einträge drastisch [5]. Phosphate werden recht fest an die inneren Oberflächen der Böden gebunden und sind daher wenig mobil. Dadurch ist Phosphor aber auch nicht gut pflanzenverfügbar, wird oft immer noch im Überschuss gedüngt und die Aufdüngung vieler Böden ist enorm [6]. Gerade in Bächen werden teilweise noch hohe Phosphorkonzentrationen gefunden. Während seit Mitte der 1980er Jahre die Punktquellen, Einleitungen durch z. B. Tierzucht, deutlich reduziert werden konnten, gelang das bei den diffusen Einträgen, der langsameren aber stetigen Auswaschung aus Böden, nicht [20]. Für die atmosphärischen P-Einträge lagen bis in die 1980er Jahre wenige Informationen vor, weshalb an der Biologischen Station Zingst eine Langzeitmessreihe begonnen wurde. Zunächst wurde für die DZBK eine direkte Deposition von jährlich 15,2 t P geschätzt [31]. Stickstoffverbindungen sind demgegenüber recht mobil und so gelangen sie überwiegend über diffuse Quellen in Küstengewässer. Während Phosphat fast nur an Seston bzw. resuspendierten Sedimentpartikeln aus einem Gewässer ausgetragen werden kann, wird Nitrat auch über Denitrifikation (unter anoxischen Bedingungen z. B. im Sediment) aus dem aquatischen System ausgetragen. Das funktioniert im Gegensatz zur Phosphatfreisetzung auch dann, wenn nur das Sediment oder gar ausschließlich seine tieferen Horizonte anoxisch sind.

Drei wichtige Nährelemente in ihren Bindungsformen als organische Substrate für Bakterien und die Konsumenten, als anorganische Pflanzennährstoffe und als Gesamtelementkonzentration mit den üblichen Abkürzungen

	Substrate für Bakterien und Konsumenten	Nährstoffe für Primärproduzenten	Nährelemente¹
C	DOC, POC, organisches Material	DIC : CO ₂ und Hydrogencarbonat	TOC
N	PON und DON: Aminosäuren und Proteinen	DIN , vor allem Nitrat und Ammonium	TN
P	POP und DOP: z. B. DNA	DIP , vor allem Phosphat	TP

¹ T: total oder gesamt, P: partikulär (überwiegend in Biomasse), D: gelöst (dissolved), O: organisch, I: anorganisch (inorganic). Beispiel POC = partikulärer organischer Kohlenstoff

In den **Sedimenten** der DZBK kam es mit zunehmender Eutrophierung zu einer Anreicherung von organischem Material aus abgestorbenem Phytoplankton und Makrophyten. Fast die Hälfte des Barther Boddens, der mit der größten Frequenz immer wieder untersucht wurde, waren schlickig (>5 % organischer Gehalt an der Trockenmasse). Diese Flächen befinden sich überwiegend in der Mitte der Becken an tieferen Stellen [32]. Ob diese räumliche Verteilung für die Ökosystemfunktion relevant ist, wird in [33] diskutiert, denn mit höheren organischen Gehalten oder in tieferen, weniger gut resuspendierbaren Gewässerteilen haben Sedimente auch einen größeren Wassergehalt. Es wurde auch interpretiert, dass die stark wechselnden Eigenschaften der Sedimente an einer Stelle durch hohe Umlagerungspotentiale oder –aktivitäten bedingt sind. Diese hohe Sedimentmobilität wurde mit der Freisetzung von Nährstoffen in Verbindung gebracht. Unterhalb einer mehreren Millimeter hohen Sedimentauflage sind die meisten Sedimente der DZBK anoxisch. Die darin stattfindende Phosphatfreisetzung konnte jedoch auch in den 1980er Jahren *in situ* nicht bestätigt werden, wenn nicht das Überstandswasser künstlich „erstickt“ wurde [4]. Das bedeutet, dass die durchgehend oxische Wassersäule und die oxische Sedimentauflage aus frischem sedimentiertem Phytoplankton eine Freisetzung von Phosphat in die Wassersäule be- oder verhindern. Noch weiter eingeschränkt wird die Phosphatfreisetzung durch die sehr hohe Sorptionskapazität der Sedimente [40]. Hohe und großflächige Phosphatkonzentrationen im Wasser wurden nur episodisch beobachtet, wie z. B. in den Wintern 1995/96 und 1996/97 unter lange andauernder Eisbedeckung gemessen (Abb. 3A).

3 Eutrophierung – am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette

Die gesamte Ostsee ist in den letzten hundert Jahren stark durch den Eintrag von Nährstoffen, vor allem Phosphor und Stickstoff beeinflusst worden [3]. Küstengewässer sind besonders stark betroffen, da sie die Schnittstelle zwischen dem Einzugsgebiet der Flüsse und der offenen Ostsee bilden. Der Prozess der Überdüngung aquatischer Ökosysteme durch Pflanzennährstoffe und die daraus gesteigerte Produktion wird als **Eutrophierung** bezeichnet. Dadurch wird vor allem die Produktion des Phytoplanktons angeregt, was zu einer starken Trübung des Wasserkörpers führt. Das Unterwasserlichtklima verschlechtert sich. Häufig verschwindet die Unterwasservegetation und kann daraufhin keine großen Bestände mehr bilden [36]. Damit gehen deren Funktionen im Ökosystem, z. B. als Rückzugsort für Fischlarven und Zooplankton, verloren. Die hohe Biomasse des Phytoplanktons gefährdet das Ökosystem außerdem dadurch, dass sie am/im Sediment zersetzt wird. Das zehrt Sauerstoff. Sollte die Zehrung so groß sein, dass der gesamte Wasserkörper betroffen ist, kommt es zum sogenannten „Umkippen“ verbunden mit einem auffälligen Fischsterben (Rumphorst 1932, zitiert in Wundsch 1968, zitiert in [42]). In diesem Fall kann Phosphat aus dem Sediment freigesetzt werden, so dass die ganze Wassersäule weiter eutrophiert wird. Außerdem führt eine Eutrophierung unter Umständen zur Dominanz unerwünschter und gefährlicher Arten. Das sind Blüten toxischer Cyanobakterien [21] oder Aufwuchsalgen, die die Makrophyten durch Beschattung, Konkurrenz um Nährstoffe und das Anlocken von Grazern weiter schädigen (z. B. [23]). Das Ökosystem verändert sich durch die Eutrophierung nicht linear sondern in plötzlichen Schüben, die nicht direkt reversibel sind. Je nach Art der veränderten Lebensgemeinschaften kann eine Rückentwicklung zum ungestörten Zustand mehrere Jahrzehnte dauern. Oft ist das

gar nicht möglich, weil sich auch das Umfeld geändert hat bzw. dessen historischer Zustand nicht wiederherstellen lässt (z. B. Öffnung zur Ostsee, Landnutzung).

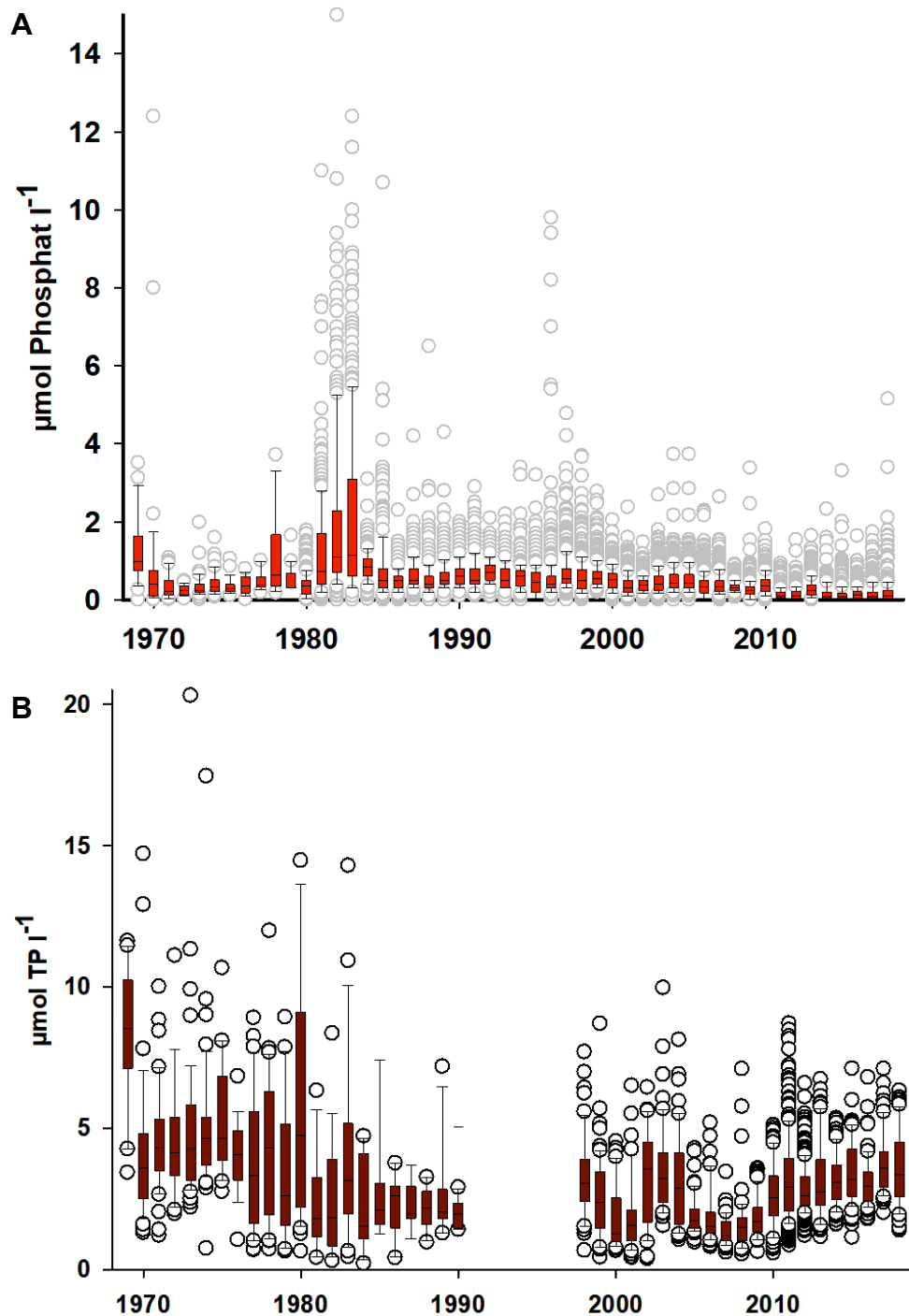


Abb. 3: **A:** Phosphat ($\mu\text{mol l}^{-1}$) im Zingster Strom (Messungen 1969–1976 am Ein- und Ausgang, 1–2 x monatlich, 1977–1979 an Station DB 8, dem östlichen Ausgang zum Barther Bodden, der Mitte des Zingster Stroms, gelegentlich an der Meiningenbrücke, 2 x monatlich, Daten Wasserwirtschaftsdirektion Küste und Biologische Station Zingst) und seit 1980 täglich in der Mitte des Zingster Stroms (eigene Daten). **B:** Gesamtphosphor ($\mu\text{mol l}^{-1}$) im Zingster Strom (Messungen 1969–1976 am Ein- und Ausgang, 1–2 x monatlich, 1977–1990 an Station DB 8, dem östlichen Ausgang zum Barther Bodden, 2 x monatlich, Daten Wasserwirtschaftsdirektion Küste und seit 1998 wöchentlich in der Mitte des Zingster Stroms (eigene Daten). Box: Interquartilabstand, Linie in Box: Jahresmedian, Whisker: 10 und 90 %-Perzentilen, Kreise: Ausreißer

Die Auswirkungen der Eutrophierung auf die Ökosystemfunktionen können nur mit **langen und sehr dichten Datenreihen** beschrieben werden. Deshalb wird hier wieder auf das Beispiel der DZBK zurückgegriffen. Für die Jahre vor 1969 gibt es nur episodische Daten zu Nährstoffen, abiotischen Parametern und biotischen Kompartimenten in der Darß-Zingster Boddenkette. Ab 1969 wurden zunächst wöchentlich bis monatlich und ab 1980 täglich im Zingster Strom Nährstoffe gemessen (Abb. 3A). Auffällig waren die hohen Phosphatkonzentrationen, die sich bis Mitte der 1980er Jahre dramatisch erhöhten. Die Gesamtphosphorgehalte waren bis Mitte der 1980er Jahre auch deutlich erhöht (Abb. 3B).

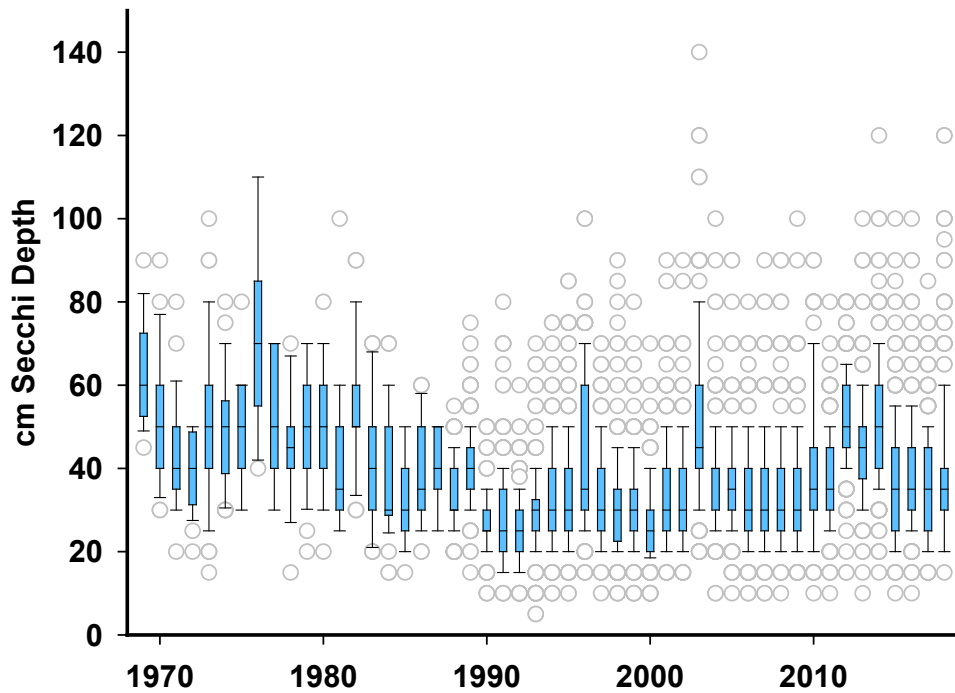


Abb. 4: Secchitiefe (cm) im Zingster Strom (Messungen 1969–1976 am Ein- und Ausgang, 1–2 x monatlich, 1977–1987 an Station DB 8, dem östlichen Ausgang zum Barther Bodden, der Mitte des Zingster Stroms, gelegentlich an der Meiningenbrücke, 2 x monatlich, Daten Wasserwirtschaftsdirektion Küste und Biologische Station Zingst) und seit 1988 täglich in der Mitte des Zingster Stroms (eigene Daten). Box: Interquartilabstand, Linie in Box: Jahresmedian, Whisker: 10 und 90 %-Perzentilen, Kreise: Ausreißer

Das Unterwasserlichtklima verschlechterte sich eutrophierungsbedingt (Abb. 4). Dadurch kam es in den 1980er Jahren zu einem Umbau aller biotischen Kompartimente und der Nahrungsnetze (Abb. 5). Ab Mitte der 1980er Jahre gingen die Nährstoffkonzentrationen leicht zurück. Vielleicht griff die Änderung des Güllemanagements ab 1985 bereits [52]. Ab Mitte der 1990er Jahre verringerten die neu gebauten Kläranlagen die Phosphoreinträge weiter.

Die Änderungen der biotischen Komponenten (Abb. 5), die zwischen Anfang und Ende der 1980er Jahre festgestellt wurden, sind nicht nur quantitativ, sondern auch zu einem Teil auch qualitativ von Bedeutung. Im Phytoplankton vollzogen sich in den 1980er Jahren entscheidende Änderungen der Biomassezusammensetzung (Abb. 6). Kieselalgenblüten im Frühjahr, wie sie für die Ostsee und viele Seen typisch sind, fielen zunehmend aus [53] (sowie eigene spätere Beobachtungen). Grünalgen hatten in den 1980er Jahren große Anteile an der Biomasse. Größere Cyanobakterienkolonien oder

Fäden gingen zurück. Die zuvor beobachteten recht großen Bakterien [24] (Wasmund persönliche Mitteilung) wurden 1991 erstmals sicher den **Cyanobakterien** zugeordnet, konnten quantifiziert und später dem *Cyanobium*-Typ zugeordnet werden. Heutzutage stellen sie einen wesentlichen Teil der Phytoplanktonbiomasse [46,1]. Sie kommen sowohl einzeln (sogenanntes Picophytoplankton, <2 µm) als auch in verschiedensten Kolonien (10–50 µm Durchmesser) vor. Diese α-Picocyanobakterien sind als Zellen sehr klein (<2 µm), sehr grundständig im Stammbaum (urtümlich, einfach) und verfügen wohl nicht über die Fähigkeiten zur Toxinbildung und Stickstoffbindung. Damit sind sie nicht in derselben funktionellen Gruppe, die andere Cyanobakterien ausfüllen. In der DZBK hat ihre Dominanz in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen.

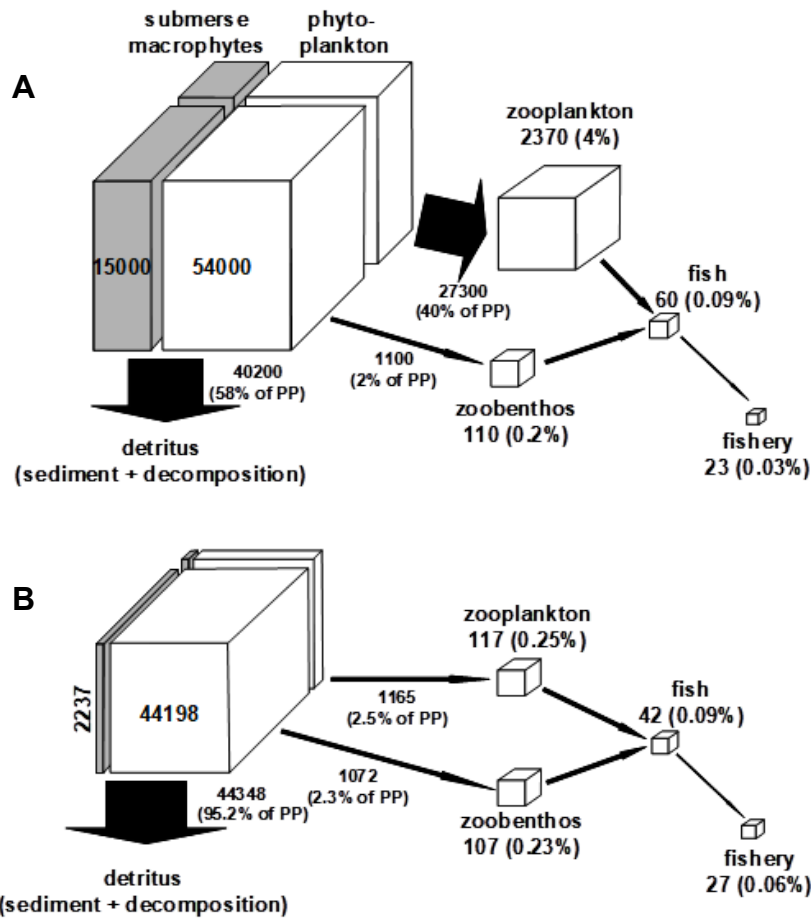


Abb. 5: Primärproduktion und Kohlenstoffweitergabe im Nahrungsnetz der Darß-Zingster Boddenkette (Barther Bodden) 1978 (A) und nach weiter fortschreitender Eutrophierung 1985 (B). Biomasse: kg ha⁻¹ PP (Primärproduktion) kg ha⁻¹ a⁻¹. modifiziert nach Schiewer [37]

Der in Abbildung 5 skizzierte Rückgang der **Zooplanktonbiomasse** zwischen den 1970er und den 1980er Jahren war nur vorübergehend, offensichtlich weil der wichtigste Copepode *Eurytemora affinis* in 2 Jahren gar keine und danach einige Jahre nur geringe Biomassen entwickelte (Abb. 7). Es müssen immer mehrere bis viele Jahre analysiert werden, damit episodische Ereignisse nicht überinterpretiert werden. Vielmehr scheint das Fehlen von Cladoceren, den Wasserflöhen, die im Süßwasser einen entscheidenden Fraßdruck auch auf kleine Phytoplankter ausüben, in einigen Brackwasserlagunen (<10 PSU), wie der DZBK oder den Nordrügensch Bodden,

für ein „Versagen“ der sogenannten Top-Down-Kontrolle zu führen. Die zahlreichen Rotatorien können diese Funktion zumindest quantitativ nicht übernehmen. Das heißt, dass der Zooplanktonfraß weder die Phytoplanktonproduktion noch deren –biomasse begrenzen kann. Anfang der 1980er Jahre wurden in der DZBK zuerst die Armleuchteralgen (Characeen) von den höheren Unterwasserpflanzen, wie dem Kammleuchtkraut *Stuckenia pectinata*, abgelöst [10] (Abb. 8). Neben der geänderten Artenzusammensetzung der submersen Vegetation verringerte sich die Ausbreitungstiefe von 2 m auf ca. 1 m Wassertiefe. Im Flachwasser (<1 m Wassertiefe) beläuft sich der Bedeckungsgrad auf maximal 70 % des Bodengrunds.

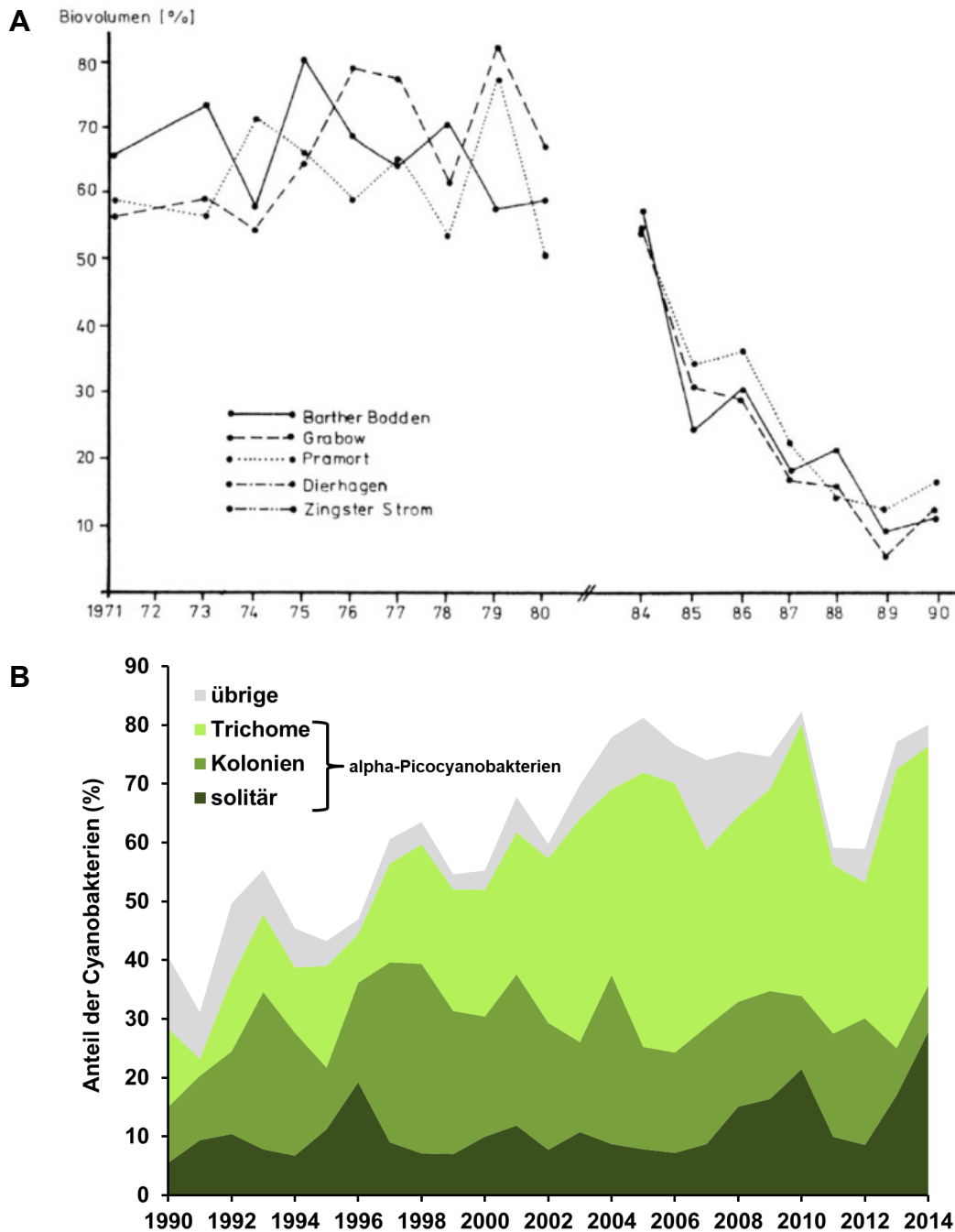


Abb. 6: A: Anteil der Cyanobakterien am Phytoplankton an verschiedenen Orten der DZBK [53]. B: Anteil der Cyanobakterien am Phytoplankton im Zingster Strom.

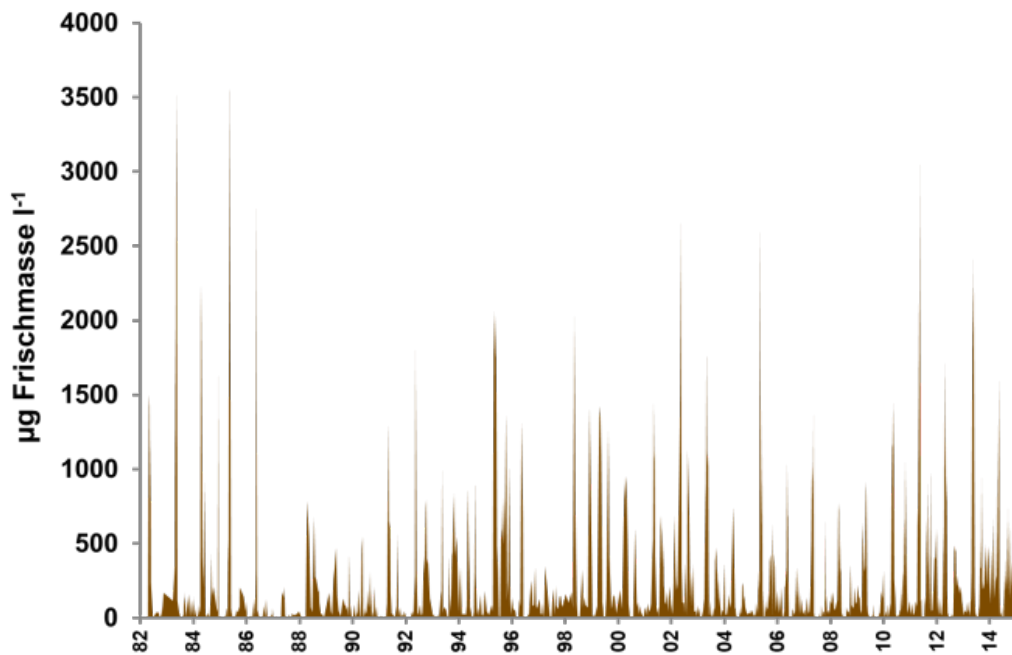


Abb. 7: Biomasse von *Eurytemora affinis* (μg Frischmasse l^{-1}) (Daten aus [16]), ab 2010 eigene Daten.

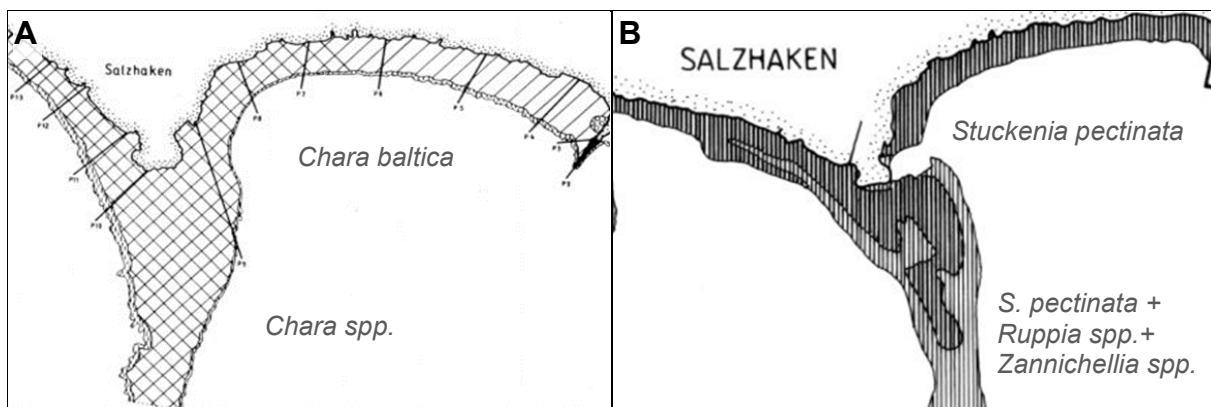


Abb. 8: **A:** Makrophytenbesiedlung des nördlichen Barther Boddens 1988 [49]. **B:** Makrophytenbesiedlung des nördlichen Barther Boddens 1994 [39].

4 Multiple stabile Zustände von Flachwasserökosystemen

Flachwasserökosysteme mit dichter Unterwasservegetation sind reich strukturiert und besitzen eine hohe Biodiversität [14,48]. Dieser Lebensraum kommt vor allem bei niedrigen bis mäßig hohen Nährstoffkonzentrationen vor. Klares Wasser ermöglicht gutes Wachstum dieser Vegetation, die sich mit Nährstoffen nicht nur aus dem Wasser, sondern vor allem auch aus den Sedimenten versorgen kann. Die dichte Vegetation kann zudem verhindern, dass Wellen auf die Sedimente einwirken und diese aufwirbeln können (sogenannte Resuspension). Wirbellose Kleintiere – sogenannte Invertebraten – finden in der Vegetation reichlich Nahrung in Form von Aufwuchsalgen (Epiphyten) und werden von der Vegetation vor Fraßfeinden, vor allem Fischen, geschützt; diese Kleintiere kommen daher in hoher Dichte und Vielfalt vor.

Für Wasservögel und Fische sind Flachwasserökosysteme mit dichter Unterwasservegetation wichtige Habitate für Rast, Brut bzw. Ablaichen mit einem reichen Nahrungsangebot.

Das Phytoplankton steht in direkter Konkurrenz mit der dichten Vegetation um die im Wasser verfügbaren Nährstoffe. Das tierische Plankton (Zooplankton) wird durch die Vegetation vor Fischfraß geschützt, kann sich daher gut entwickeln und übt einen hohen Fraßdruck auf das Phytoplankton aus: Beide Prozesse begrenzen das Phytoplanktonwachstum, das Wasser bleibt also klar. Klares Wasser wiederum begünstigt Raubfische wie Hecht und Barsch, die sich visuell orientieren und unter diesen Bedingungen eine hohe Effizienz ihres Beutefangs erreichen können. Die Friedfische sind dadurch einem hohen Fraßdruck ausgesetzt und können keine hohen Dichten entwickeln, was wiederum den Invertebraten und dem Zooplankton zugute kommt. Licht ist der Schlüsselfaktor: Durch Konkurrenz um Nährstoffe und den Schutz von Kleintieren vor Räubern (Refugiumfunktion) begrenzt die dichte Unterwasservegetation das Phytoplanktonaufkommen und verbessert die Lichtverfügbarkeit im Wasser, was ihr selbst wieder zugute kommt: Der Kreis schließt sich. Diese Rückkopplungsmechanismen stabilisieren den Lebensraum im sogenannten „Klarwasserzustand“.

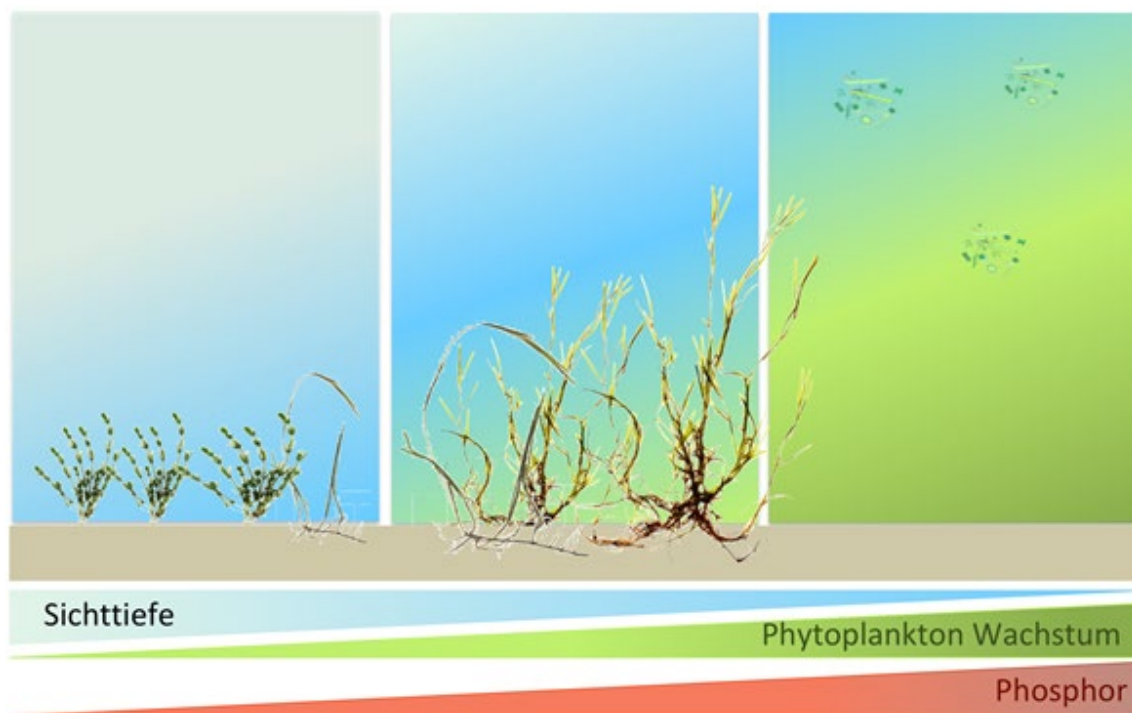


Abb. 9: Übersicht des Eutrophierungsprozesses nach Verhofstad et al. [51] verändert. Links: Stabiler Klarwasserzustand mit Dominanz von Grundrasen (v. a. Armluchteralgen); Mitte: instabiler Klarwasserzustand mit Dominanz von hochwüchsigen Unterwasserpflanzen; Rechts: trüber Zustand mit Phytoplanktondominanz.

Eine steigende Nährstoffbelastung wird von einem Ökosystem mit Unterwasservegetation zunächst „abgepuffert“. Eine ausreichend große Störung (z. B. Sedimenteintrag, Nährstoffpulse) kann das System aber über einen bestimmten kritischen Punkt, den sogenannten „Tipping Point“, bringen, was zum plötzlichen Zusammenbruch der Unterwasservegetation führt. Mit dem Zusammenbruch werden die von der Vegetation ausgelösten Rückkopplungsmechanismen unwirksam, die Lichtverfügbarkeit noch schlechter und ein Wachstum der Vegetation damit noch weiter reduziert.

Das Ökosystem geht in den sogenannten „trüben Zustand“ über (Abb. 9). Eine Resuspension der Sedimente kann nicht mehr durch die Unterwasservegetation vermindert werden. Eine Remineralisierung der Nährstoffe durch Mikroorganismen in der Wassersäule [37] sowie häufig ein hoher Nährstoffaustausch zwischen Wasser und Sediment führen zur Eigendüngung des Wasserkörpers. Obwohl ausreichend Nahrung in Form von Phytoplankton vorhanden ist, kann das Zooplankton dieses nicht reduzieren: zum einen kann das Phytoplankton aus „ungenießbaren“ Formen bestehen [8], zum anderen ist Zooplankton selbst starkem Fraßdruck durch Fische ausgesetzt. Nach dem Zusammenbruch der Unterwasservegetation fehlt dem Zooplankton ein Refugium, in dem es Schutz suchen könnte. Resuspension und hohe Phytoplankton-dichten führen zu schlechter Lichtverfügbarkeit, was nicht nur eine erneute Expansion der Unterwasservegetation verhindert, sondern auch einen effizienten Beutefang der Raubfische. Die Friedfische sind daher einem geringeren Fraßdruck ausgesetzt und vermehren sich stark, stehen aber gleichzeitig in direkter Nahrungskonkurrenz zueinander und wachsen langsam. Eine „Verbüttung“ setzt ein, also eine Ausbildung dichter, aber kleinwüchsiger Fischbestände [22]. Wieder schließt sich der Kreis: Auch der trübe Zustand wird durch Rückkopplungsmechanismen stabilisiert [9,22]. Wieder ist Licht - oder besser gesagt der Mangel daran - der Schlüsselfaktor.

Multiple stabile Zustandsformen mit abrupten Übergängen zwischen der Klarwasserphase und der trüben Phase wurden zunächst für Flachseen beschrieben [9,36,11], später aber auch für flache Meeresökosysteme [19] und Brackwasserlagunen der Ostsee [37,12,30,34] festgestellt.

5 Ökosystemleistungen und Ökosystemfunktionen

Neben der formellen Bewertung verschiedenster Ökosystemleistungen, die im ersten Teil der Broschüre dargestellt sind, wurden in einem zweiten Komplex des Vorhabens – im Sinne der „Supporting Services“ aus dem Millennium Ecosystem Assessment [28,15] – verschiedene Ökosystemfunktionen untersucht, zu denen es bisher nur wenige belastbare Daten gab. Das betrifft stark strukturierte und hoch variable Grenzen der aquatischen Ökosysteme zum Land, über die insbesondere Nährstoffe in die Lagunen ein- oder ausgetragen werden.

Zu diesen funktionalen Inhalten der nachfolgenden Beiträge [50,33,8] zählen zum Beispiel die Übergangszone von Land zu Wasser (Einfluss des Hinterlands und die Bedeutung der Schilfgürtel für das aquatische System [50]. Umfassende Nahrungsnetzanalysen, die fast alle Teile der Lebensgemeinschaften in Wasser und Sediment berücksichtigten wurden mit der Stoffweitergabe verknüpft [33]. Die Nährstoffsituation in der DZBK wurde neu bewertet (Phosphorbudgets, Limitation der Phytoplanktons durch Nährstoffe). Außerdem wurden die Einflussmöglichkeiten auf Nahrungsnetze experimentell untersucht [8].

6 Ausblick

In Zukunft müssen weitere Funktionen und Eigenschaften der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostseeküste aufgeklärt werden. Vor allem die Einträge aus diffusen Nährstoffquellen (Bäche, Drainagen, Entwässerungsgräben, wiedervernässte Flächen) müssen mit einer größeren Datendichte belegt werden.

Die Stofftransporte und Mischung der Wasserkörper in der stark gegliederten DZBK müssen in hoher räumlicher Auflösung in einem hydrologischen Modell abgebildet werden. Für die DZBK gibt es 50 jährige sehr dichte Datenreihen, die auch in Zukunft weitergeführt werden. Außerdem hat sie durch ihre Beckenstruktur einen stabilen Eutrophierungsgradienten, der die Aufklärung von Eutrophierungsphänomenen im gleichen Klima gestattet. Die Auswirkungen kurz- und mittelfristiger (nasse Sommer, Eiswinter) meteorologischer und hydrologischer Ereignisse können ebenfalls nur vor dem Hintergrund eines langfristigen Monitorings herausgearbeitet werden.

Quantitative Angaben zur Biomasse und Artenzusammensetzung von Protisten, der benthischen Diatomeen, der Epiphyten auf und größerer Krebstiere sowie kleiner Fische in der Unterwasservegetation sind bis jetzt nur lückenhaft. Die Leistungen dieser Gemeinschaften und ihr Einfluss auf die Nahrungsnetze, müssen ermittelt werden. Der Fraßdruck des Zooplanktons auf das Phytoplankton muss experimentell mit verschiedenen Methoden im Vergleich ermittelt werden.

Obwohl die Primärproduktionsmessungen als etabliert gelten, gibt es zahlreiche Probleme bei der Umrechnung der in kleinen Messkammern (meist einige ml) ermittelten Photosyntheseraten auf die tatsächliche Primärproduktion *in situ* bzw. in der Wassersäule [45]. So ist die Respiration der Primärproduzenten am Tag anderes als in der Dunkelheit bzw. in der Nacht. Es gibt eine enorme Variabilität einzelner Aktivitäten in Raum und Zeit. Etablierte Methoden der Primärproduktionsmessung werden dem nicht gerecht. Die DZBK eignet sich als Modellsystem besonders gut, weil es die langjährigen Datenreihen gibt.

Diese Aufzählungen von aktuellen Forschungsinhalten und zukünftigen Forschungsfragen zeigen deutlich, dass insbesondere im Bereich der vertieften Aufklärung funktionaler ökosystemarer Zusammenhänge bei der Produktion von Ökosystemleistungen ein breites Feld offener Fragen besteht, die zur besseren Erklärung der menschlichen Nutzungen des Küstenraums führen und somit zur Optimierung der Nachhaltigkeit dieser Nutzungen fundamentales Wissen beitragen können.

Literatur

- [1] Albrecht M., Pröschold, T. & Schumann, R., 2017. Identification of Cyanobacteria in a Eutrophic Coastal Lagoon on the Southern Baltic Coast. *Frontiers in Microbiology* 8: article 923.
- [2] Arndt, H., Jost, G. & Wasmund, N., 1990. Dynamics of pelagic ciliates in eutrophic estuarine waters: Importance of functional groups among ciliates and responses to bacterial and phytoplankton production. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 34: 239–245.
- [3] Atkins, J. P., Burdon, D., Elliott, M. & Gregory, A. J., 2011. Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin* 62: 215–226. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2010.12.012](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012).
- [4] Baader, G. & Schlunbaum, G., 1982. Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 12: Untersuchungen zur Phosphatfreisetzung und zur Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 10: 153–166.
- [5] Bachor, A., Carstens, M., Prange, S. & von Weber, M., 2013. Zur Entwicklung und zum Stand der Nährstoffbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Berichte zur Gewässergüte*. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV.
- [6] Behrendt, H., 1996. Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Material zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

- [7] Bennett, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., Geijzendorffer, I. R., Krug, C. B., Lavorel, S., Lazos, E. & Lebel, L., 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 76–85.
- [8] Berthold, M. & Schumann, R., 2019. Die Produktionssteuerung innerer Küstengewässer durch Nährstoff- und Fraßmanipulation. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 99–108.
- [9] Blindow, I., Andersson, G., Hargeby, A. & Johansson, S., 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30: 159–167.
- [10] Blindow, I. & Meyer, J., 2015. Methodenstudie zur Sedimentation im Flachwasserbereich des Grabow (Darß-Zingster Boddenkette). *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 25: 73–91.
- [11] Capon, S. J., Lynch, A. J. J., Bond, N., Chessman, B. C., Davis, J., Davidson, N., Finlayson, M., Gell, P. A., Hohnberg, D., Humphrey, C., Kingsford, R. T., Nielsen, D., Thomson, J. R., Ward, K. & Mac Nally, R., 2015. Regime shifts, thresholds and multiple stable states in freshwater ecosystems: a critical appraisal of the evidence. *Science of The Total Environment* 554: 122–130.
- [12] Dahlgren, S. & Kautsky, L., 2004. Can different vegetative states in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal nutrient levels and external nutrient load? *Hydrobiologia* 514: 249–258.
- [13] Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., Marbà, N. & 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change* 3: 961–968. DOI: [10.1038/nclimate1970](https://doi.org/10.1038/nclimate1970).
- [14] Duffy, J. E., 2006. Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 311: 233–250.
- [15] Duraiappah, A. K., Naeem, S., Agardy, T., Ash, N. J., Cooper, H. D., Diaz, S., Faith, D. P., Mace, G., McNeely, J. A., Mooney, H. A. & Oteng-Yeboah, A. A., 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis; a report of the Millennium Ecosystem Assessment.
- [16] Feike, M. & Heerkloß, R., 2008. Long-term stability of the seasonal succession of different zooplankton species in a brackish water lagoon (southern Baltic Sea). *Hydrobiologia* 611: 17–28.
- [17] Garstecki, T., Verhoeven, R., Wickham, S. A. & Arndt, H., 2000. Benthic-pelagic coupling: a comparison of the community structure of benthic and planktonic heterotrophic protists in shallow inlets of the southern Baltic. *Freshwater Biology* 45: 147–167.
- [18] Grunewald, K. & Bastian, O., (Hrsg.), 2015. Ecosystem services – Concept, methods and case studies. Springer.
- [19] van der Heide, T., van Nes, E. H., Geerling, G. W., Smolders, A. J. P., Bouma, T. J. & van Katwijk, M. M., 2007. Positive Feedbacks in Seagrass Ecosystems: Implications for Success in Conservation and Restoration. *Ecosystems* 10 (8): 1311–1322.
- [20] Hennings, U., Kape, H.-E., Koch, F. & Lehmann, E., 2011. Konzept zur Minderung der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser in Mecklenburg-Vorpommern. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz MV.
- [21] Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M. H. & Visser, P. M., 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology* 16: 471–483.
- [22] Jansson, M., Persson, L., de Roos, A. M., Jones, R. I. & Tranvik, L. J., 2007. Terrestrial carbon and intraspecific size-variation shape lake ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 316–322.
- [23] Jiménez-Ramos, R., Egea, L. G., Vergara, J. J. & Brun, F. G., 2018. Nutrient load and epiphytes are drivers of increased herbivory in seagrass communities. *Marine Ecology Progress Series* 599: 49–64.
- [24] Jost, G., 1983. Zur Struktur und Funktion der Bakterien im Pelagial eines flachen eutrophen Ostsee-Ästuars. Dissertation. Universität Rostock.
- [25] Jost, G. & Nausch, G., 1980. Zielsetzung und Realisierung der „SYNOPTA '79“. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock – Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe* 29: 1–4.
- [26] Kandziora, M., Burkhard, B. & Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28: 54–78.

- [27] Lozán, J. L., Lampe, R., Matthäus, W., Rachor, E., Rumohr, H. & von Westernhagen, H., (Hrsg.) 1996. Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Paey Buchverlag im Blackwell Wissenschaftsverlag Berlin.
- [28] MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. Ecosystems and human well-being (Vol. 5). Washington, DC: Island press.
- [29] Müller, F. & Burkhard, B., 2007. An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services. In: Mander, Ü., Wiggering, H. & Helming, K. (Hrsg.): Multifunctional Land Use – Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services. Springer: 37–64.
- [30] Munkes, B., 2005. Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Aquatic Sciences* 67: 372–381.
- [31] Nausch, G., 1983. Phosphoreintrag aus Niederschlägen im Küstenbereich der DDR. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 11: 151–154.
- [32] Nausch, G. & Schlunbaum, G., 1984. Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der Deutschen Demokratischen Republik Teil 17. Spezielle Untersuchungen zur Dynamik der Oberflächensedimente eines flachen Boddengewässers. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 12: 61–72.
- [33] Paar, M, Li, H.-T. & Blindow, I., 2019, Die Rolle der Unterwasservegetation im Nahrungsnetz der Küstengewässer. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 85–98.
- [34] Rosqvist, K, Mattila, J., Sandström, A., Snickars, M. & Westerborn, M., 2010. Regime shifts in vegetation composition of Baltic Sea coastal lagoons. *Aquatic Botany* 31 (1): 39–46. DOI: [10.1016/j.aquabot.2010.03.002](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.03.002).
- [35] Rova, S., Müller, F., Meire, P. & Pranovia, F., 2019. Sustainability perspectives and spatial patterns of multiple ecosystem services in the Venice lagoon: Possible roles in the implementation of the EU Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 98: 556–567.
- [36] Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B. & Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8: 275–279.
- [37] Schiewer, U., 1998. 30 Years' eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. *Hydrobiologia*. 363: 73–79.
- [38] Schiewer, U., 2008. Ecology of Baltic coastal waters. *Ecological Studies* 197, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- [39] Schiewer, U. & Schumann, R., 1994. Makrophytenkartierung und Ground-Truth-Messungen in der Darß Zingster Boddenkette Juli/August 1994. Bericht an das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie.
- [40] Schlunbaum, G., 1982. Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 11: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 10: 135–152.
- [41] Schlunbaum, 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: 1–61.
- [42] Schlunbaum, G., Baudler, H., Krech, M. & Kwiatkowski, B., 2000. Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Bericht an das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie.
- [43] Schneiders, A. & Müller, F., 2017. 2.2. A natural base for ecosystem services. In: Burkhard, B. & Maes, J., (Hrsg.), 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia 35–40.
- [44] Schumann, R., 2018. Research at the Biological Station Zingst. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 28: 9–18.
- [45] Schumann, R., Hammer, A., Görs, S. & Schubert, H., 2005. Winter phytoplankton composition and production in a eutrophicated, shallow estuary of the Southern Baltic Sea, Germany. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62: 169–181.
- [46] Schumann, R. & Schiewer, U., 2008. Potentielle Nährstofflimitation des Pico- und Nanophytoplanktons im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette – Minikosmen. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 19: 149–167.
- [47] Schumann, R., 1994. Zur Rolle des Pico- und Nanophytoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette. Universität Rostock, Dissertation.

- [48] Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergstrom, U., Lipcius, R. N. & Ysebaert, T., 2013. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science* 71: 648–665. DOI: [10.1093/icesjms/fst152](https://doi.org/10.1093/icesjms/fst152).
- [49] Teubner, J., 1989. Quantitative und qualitative Erfassung submerser Makrophyten 1986/87 - Luftbildanalyse. Diplomarbeit. Sektion Biologie Universität Rostock.
- [50] Tonn, C., Buscko, U. & Jurasinski, G., 2019. Schilfröhricht als Schnittstelle zwischen Land und Wasser. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 75–84.
- [51] Verhofstad, M. J. J. M., Alirangues Núñez, M. M., Reichmana, E. P., van Donkab, E. Lamersc, L. P. M. & Bakker, E. S., 2017. Mass development of monospecific submerged macrophyte vegetation after the restoration of shallow lakes: Roles of light, sediment nutrient levels, and propagule density. *Aquatic Botany* 141: 29–38. DOI: [10.1016/j.aquabot.2017.04.004](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.04.004).
- [52] Voigt, B., 1988. Aspekte der volkswirtschaftlichen Nutzung der Boddenlandschaft und Erfordernisse ihres Schutzes und ihrer Pflege. *Natur und Umwelt* 13: 13–18.
- [53] Wasmund, N. & Börner, R., 1992. Phytoplanktonentwicklung in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wasser Boden* 44: 643–647.
- [54] Wasmund, N. & Kell, V., 1991. Characterization of brackish coastal waters of different trophic levels by means of phytoplankton biomass and primary production. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 76: 361–370.
- [55] de Witt, R., 2011. Biodiversity of Coastal Lagoon Ecosystems and Their Vulnerability to Global Change. In Grillo, O. & Venora, G., *Ecosystems Biodiversity*. IntechOpen Limited.

Claudia Tonn¹, Uwe Buczko¹ & Gerald Jurasinski¹

¹ Universität Rostock, AUF, Landschaftsökologie und Standortkunde, Justus-von-Liebig Weg 6, 18059 Rostock, Deutschland

claudia.tonn@uni-rostock.de

Schilfröhricht als Schnittstelle zwischen Land und Wasser



Landesamt für innere Verwaltung Mecklenburg-Vorpommern,
Amt für Geoinformation und Katasterwesen (31.05.2013)

Luftbildaufnahme vom Untersuchungsgebiet Dabitz (Südwestlicher Grabow)

Die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind von einem Schilfgürtel umgeben. Dieser bildet die Grenze zwischen zwei Ökosystemen – dem marinen und dem terrestrischen Ökosystem – und kann somit besondere Ökosystemleistungen bereitstellen. Durch langjährige Freilanduntersuchungen des Nährstofftransports und der Sedimentationsdynamik in der Darß-Zingster-Boddenkette sollte die Rolle des Schilfs (auch Schilfrohr oder Röhricht genannt) als Ökosystemdienstleister eingeschätzt werden. Vor allem in den ausgedehnten Flachwasserbereichen filtern die Makrophyten Nährstoffe und regulieren den Sedimenttransport. Phosphor, der durch die landwirtschaftlich genutzten Flächen in die angrenzenden Boddengewässer eingetragen wird, kann durch den Schilfgürtel gepuffert werden. Zudem führt eine höhere Sedimentationsrate in den Schilfbereichen zu einer höheren Kohlenstoffspeicherung im Boden und trägt so zur langfristigen Kohlenstofffestlegung bei.

1 Einleitung

Die Bodden- und Haffküsten der südlichen Ostsee werden fast vollständig von Schilfgürteln (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUD.) unterschiedlicher Breite gesäumt. Sie erfüllen wichtige Ökosystemfunktionen an der Schnittstelle zwischen Land und Küstengewässer. Sie werden von beiden Seiten wechselseitig beeinflusst und stehen in einem engen Stoffaustausch sowohl mit dem Land als auch mit dem Gewässer. Schilfgürtel nehmen drei landschaftsökologische Funktionen wahr. Zum einen den Artenschutz. Schilfgürtel weisen einen relativ dichten Bewuchs mit Schilfpflanzen und eine hohe Biomasseproduktion auf. Dadurch werden Strukturelemente und Nahrungspflanzen gestellt. Zum zweiten fungieren Schilfgürtel als Uferschutz. Durch die Festigung des Substrats durch Wurzelgeflechte wird die Küstenlinie vor Erosion geschützt und Wellenenergie durch den dichten Pflanzenbestand gedämpft. Oftmals findet sogar eine sehr effektive Sedimentation von Partikeln innerhalb von Vegetationszonen statt [7,1], sodass Schilfgürtel bei günstigen Bedingungen in der Lage sind, durch hohe Sedimentanlieferung und hohe Biomasseproduktion, Neuland zu bilden. Dabei können sie nach oben wachsen und dadurch gegebenenfalls mit einem Anstieg des Meeresspiegels Schritt halten [13]. Außerdem breitet sich Schilf durch Ausläufer flächig aus, wodurch Schilfgürtel – so lange es die Wassertiefen erlauben – wasserwärts wachsen können. Dies führt zu einer allmählichen Verbreiterung des Schilfgürtels. Zum dritten erfüllen Schilfgürtel eine Gewässerreinhaltefunktion. Durch die Kombination von Biomasseaufwuchs und Sedimentauflagerung können bedeutende Mengen an Phosphor und Kohlenstoff dauerhaft gespeichert werden (Abb. 1).

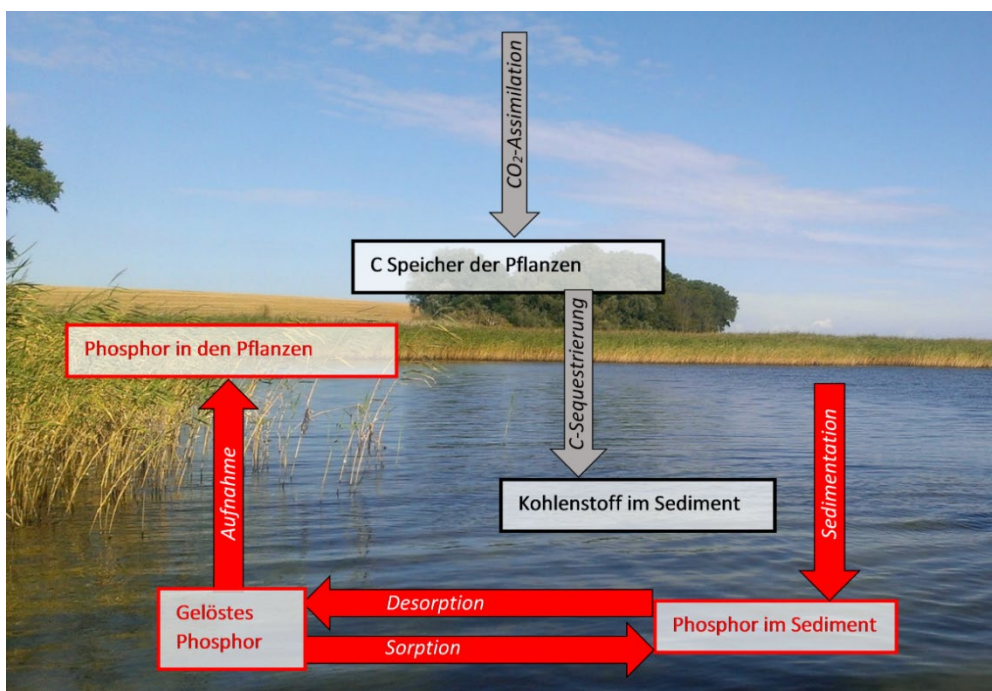


Abb. 1: Schematischer Überblick über die wichtigsten Komponenten des Phosphor- und Kohlenstoffkreislaufs im Schilfgürtel, die im Beitrag behandelt werden. Pfeile: Flüsse bzw. Prozesse; umrahmte Rechtecke: Vorräte bzw. Pools; rot bezieht sich auf Phosphor, grau/schwarz auf Kohlenstoff.

Der globale Kohlenstoffkreislauf ist wegen des Verbrennens fossiler Rohstoffe wie Kohle und Erdöl in den letzten hundert Jahren stark verändert worden. Ökosysteme wie Wälder, Moore oder auch Küstenfeuchtgebiete, die Kohlenstoff dauerhaft der Atmosphäre entziehen können (Abb. 6), sind gegebenenfalls in der Lage, einen Teil des erhöhten Kohlenstoffgehaltes der Atmosphäre aufzunehmen. Neben der Kohlenstoffspeicherung können Küstenfeuchtgebiete ebenso als Nährstoffbarriere oder -speicher fungieren. Phosphor ist ein wichtiges Nährelement der Nahrungskette im Bodden. Phosphorüberschuss führt zu erhöhtem Algenwachstum (siehe Beitrag „Die Produktionssteuerung innerer Küstengewässer durch Nährstoff- und Fraßmanipulation“) und ggf. zum Umkippen von Gewässern. Diese beiden Ökosystemfunktionen von Schilfgürteln (Kohlenstoffspeicherung und Phosphorrückhalt) wurden am Beispiel der Darss-Zingster Boddenkette detailliert untersucht.

2 Methodik

Die Eigenschaften des Schilfgürtels hängen stark von den Eigenschaften des Hinterlandes ab, vor allem von der Geländeoberfläche, der Landnutzung und davon, ob und wie weit landeinwärts das Hinterland eingedeicht wurde. Diese Eigenschaften wirken sich besonders stark auf die Sedimentakkumulation und die Kohlenstoffspeicherung aus. Daher wurden im Projekt neben den zwei intensiv untersuchten Standorten Dabitz und Michaelsdorf vier weitere Standorte untersucht, die repräsentativ für solche unterschiedlichen Typen von Schilfgürteln sind.

Die Phosphordynamik wurde an den beiden intensiv bearbeiteten Standorten Dabitz und Michaelsdorf untersucht. Es wurden automatisch erfassende Messsonden an je 8 Messpunkten installiert, die in einem Intervall von 10 bzw. von 30 Minuten die Parameter Wasserstand, Temperatur, Redox-Potenzial, pH, Sauerstoffsättigung und -konzentration im Wasser aufzeichneten. Zudem wurden Wasserproben im Zweiwochentakt entnommen, um die Konzentrationen von gelöstem reaktivem Phosphor zu bestimmen.

Um Aussagen über den gegenwärtigen Kohlenstoffvorrat zu treffen wurden sechs repräsentative Standorte in der DZBK ausgewählt und untersucht: Dierhagen, Michaelsdorf, Glöwitz, Dabitz, Stralsund und Kalkvitz (Abb. 4). Diese unterscheiden sich hinsichtlich des Reliefs, der Geländeoberfläche, der Salinität, der Breite des Schilfgürtels sowie der Beschaffenheit und Nutzung des Hinterlandes (Ackerland, Grünland, Hafenanlagen, Forst) voneinander, so dass verschiedene Bildungsbedingungen für Schilfgürtel abgedeckt werden konnten. Zur Evaluierung der Kohlenstoffspeicherung an der DZBK wurden an allen sechs Standorten Sedimentproben mithilfe eines Stahlrohres und eines Erdbohrstocks bis zu einem Meter Tiefe entnommen. Die Unterteilung des Schilfgürtels in drei Zonen („Landzone“, „Zentrale Zone“ und „Randzone“), basierend auf den Parametern Wasserstand und Einwirkung hydraulischer Energie, hat sich aufgrund der Unterschiede innerhalb des Systems Schilf bei der Evaluierung der Kohlenstoffvorräte als zielführend erwiesen. Die „Landzone“ (\approx Supralittoral) ist dauerhaft trocken und selten überschwemmt; die „Zentrale Zone“ (\approx Eulittoral) ist periodisch überflutet; die „Randzone“ (\approx Sublittoral) ist permanent überschwemmt (Abb. 2).

Die Bohrkerne wurden in 10 cm Abschnitte aufgeteilt. Bei diesen wurden die Kohlenstoffkonzentrationen analysiert. Es wurden einerseits die Tiefenschichtung des Kohlenstoffvorrats als auch der kumulierte Vorrat aller Tiefenschichten an den sechs unterschiedlichen Standorten bis zu einem Meter Tiefe errechnet.

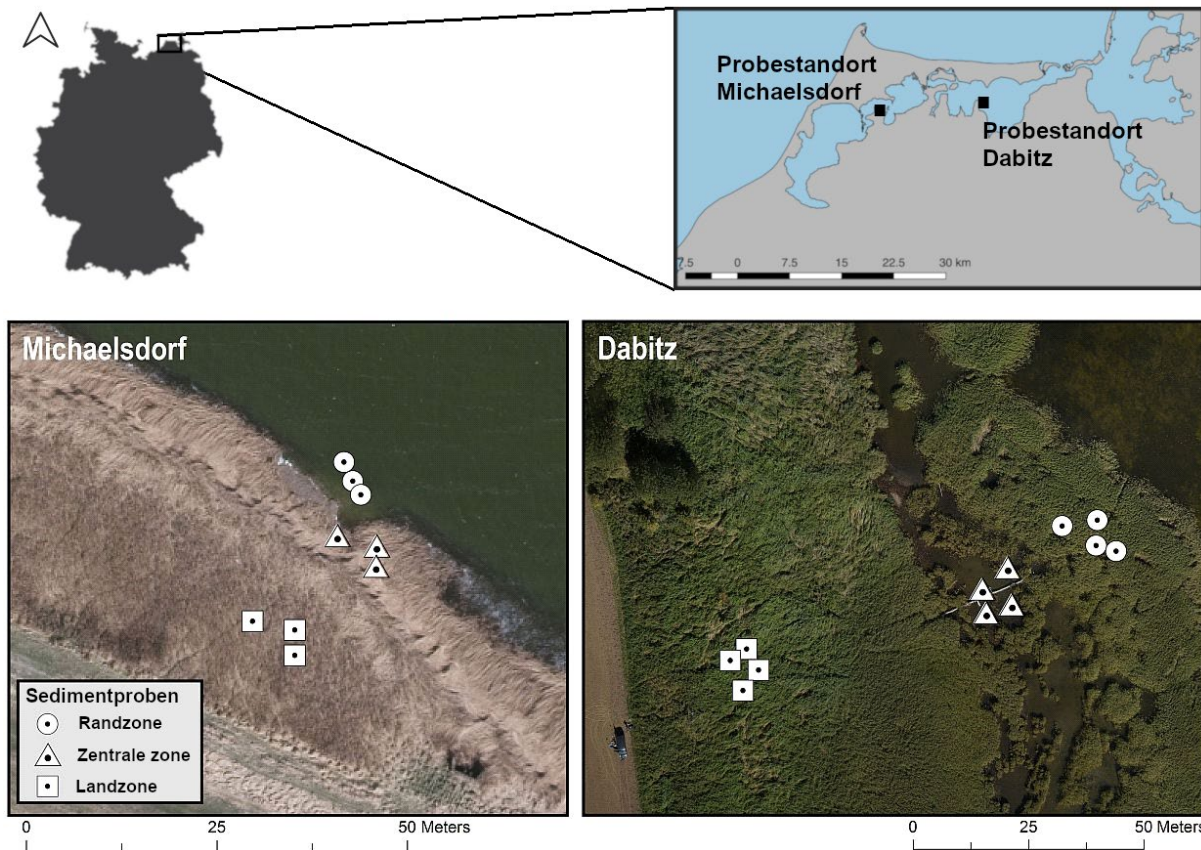


Abb. 2: Lage der Standorte Michaelsdorf und Dabitz in der Darß-Zingster-Boddenkette und Sedimentbeprobungspunkte in den drei Schilfgürtelzonen.

3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchung der Phosphordynamik an den Standorten Dabitz und Michaelsdorf zeigen, dass die Sedimente im Schilfgürtel nicht nur langfristig Phosphor durch Sedimentation speichern, sondern kurzfristig durch Bindungsprozesse (Adsorption) und Lösungsprozesse (Desorption) sowohl Senken als auch Quellen für Phosphor sein können. Die maximale Anreicherung im Sediment ist durch die reichlich vorkommenden Eisenoxide teilweise extrem hoch, wird jedoch nur zu einem geringen Anteil ausgeschöpft und unterliegt vor allem einem starken Einfluss von hydrodynamischen Prozessen. Diese werden maßgeblich durch das Wettergeschehen gesteuert. Somit wirkt der Schilfgürtel zwar als ein effektiver Puffer für frei verfügbaren Phosphor, kann sich jedoch innerhalb von kurzen Zeiträumen bei entsprechender Witterung, z. B. bei Stürmen oder hohen Temperaturen bei geringem Wasserstand, von einer Senke in eine Quelle von freiverfügbarem Phosphor verwandeln.

Unsere GIS-Analyse ergab eine Gesamtlänge der Schilfgürtel der DZBK von 194 km sowie eine mittlere Breite von 70 m und damit eine Fläche von ca. 13,5 km². Unter der Annahme, dass die Schilfernte im späten September 5 g Phosphor (0,16 mol P) m⁻² a⁻¹ entnehme [2,3], könnte hypothetisch eine Menge von 67,5 t Phosphor pro Jahr durch die Ernte von Schilfpflanzen aus dem System entnommen werden. Die Auswirkungen auf die DZBK hinsichtlich Nährstofffrachten und damit zusammenhängend hinsichtlich Sedimentation und Akkumulation von Phosphor und Kohlenstoff im Sediment wären

enorm. Zum Vergleich: Nach vorliegenden Hochrechnungen beträgt der Gesamteintrag von Phosphor in die DZBK etwa 57 t pro Jahr [15]. Derzeit wird jedoch nur ein kleiner Teil des Schilfs geerntet. Die Schilfentnahme im gesamten mit Erntemaschinen zugänglichen Bereich des Schilfgürtels stellt ein großes Potential für die Nährstoffausfuhr dar. Und zwar nicht nur an der DZBK sondern auch in anderen Feuchtgebieten entlang der Ostsee und weltweit; wobei der Zeitpunkt der Mahd zu diskutieren ist. Eine Mahd im Sommer ermöglicht zwar den größtmöglichen Phosphoraustrag aus dem System, beeinträchtigt oder gefährdet jedoch die ansässige Fauna. Außerdem fällt ein zusätzlicher Aufwand für die Trocknung der Pflanzen an. Je später die Ernte durchgeführt wird, desto mehr Phosphor wird vom Spross und Blattwerk in das Wurzelwerk transportiert [2]. Dadurch verringert sich der Phosphoraustrag. Wird die Mahd im Herbst oder Winter durchgeführt werden allerdings die ansässigen Vertreter der Enten, Gänse, Schwäne, Hühner und Singvögel nicht in der Brutzeit gestört oder gefährdet. Außerdem ist somit die Auswirkung auf phytophage Insektenpopulationen so gering wie möglich. Auf im Boden lebende Wirbellose scheint die Mahd an Küstenfeuchtgebieten keinen Einfluss zu haben [4].

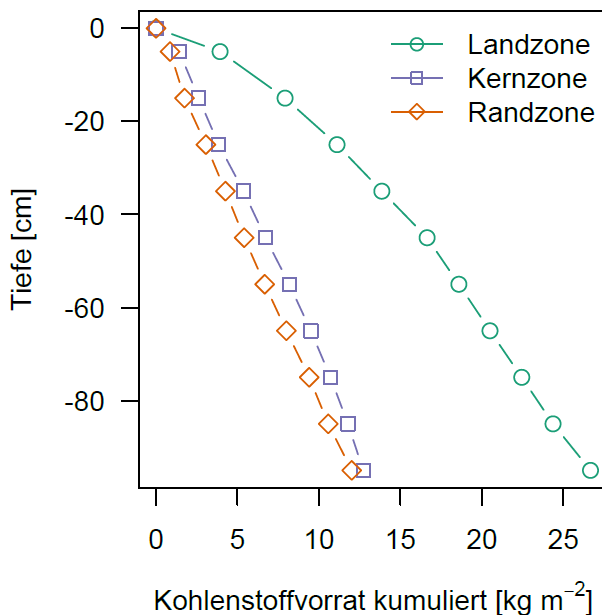


Abb. 3: Kumulierter mittlerer Kohlenstoffvorrat [kg m⁻²] aller sechs Standorte zwischen 0 und 100 cm Tiefe.

Eine erhöhte Nährstofffracht hat nicht nur Einfluss auf Mikroorganismen und Pflanzen, sondern ebenfalls auf die Kohlenstofffestlegung im Sediment. Eine vergleichbare Studie wurde in einem Küstenfeuchtgebiet South Carolinas durchgeführt, bei der eine Zunahme der Kohlenstoffvorräte bei einer erhöhten Nährstoffzufuhr aufgezeigt wurde [10]. Bei allen Standorten an der DZBK ist eine systematische Abnahme der Kohlenstoffspeicherung von der „Landzone“ über die „Zentrale Zone“ hin zur „Randzone“ zu erkennen (Abb. 3). Dies steht in Wechselwirkung mit der oberirdischen Biomasse. Die Wuchshöhe des Schilfs nimmt seeseitig durch erhöhte Stress- und Störfaktoren infolge von Sturmereignissen, Flut, Wind oder Eisdrift ab. Eine geringere Primärproduktion hat eine geringere Sedimentationsrate und damit eine geringere

Kohlenstofffestlegung zur Folge. Hinzu kommt, dass seewärts die Menge der Streu, also des auf dem Boden abgelagerten organischen Materials der Schilfpflanzen, abnimmt. Durch die Abführung der Biomasse wird organisches Material und somit Kohlenstoff abgeführt. In der „Randzone“ ist daher die Sedimentationsrate von mineralischen Partikeln höher. Werden die Vorräte aller Standorte gemittelt, ergibt sich ein Kohlenstoffvorrat bis zu einem Meter Tiefe von 10,0 kg m⁻² (mit einer Abweichung von -3,8 bzw. +6,6 kg m⁻²). Gehen wir wieder von einer Schilffläche von 13,5 km² aus, beträgt der derzeit geschätzte Kohlenstoffvorrat der schilfbewachsenen Küstenzone der DZBK im Mittel 135,4 kt (mit einer möglichen Abweichung von -51,7 kt bzw. +88,8 kt). Eine derart hohe Abweichung erfordert eine feinere Auflösung der Kohlenstoffspeicherung in die unterschiedliche Nutzung des Hinterlandes, sowie die Zonen des Schilfgürtels. Die Kohlenstoffvorräte unterscheiden sich an den verschiedenen Standorten tatsächlich stark voneinander (Abb. 4).

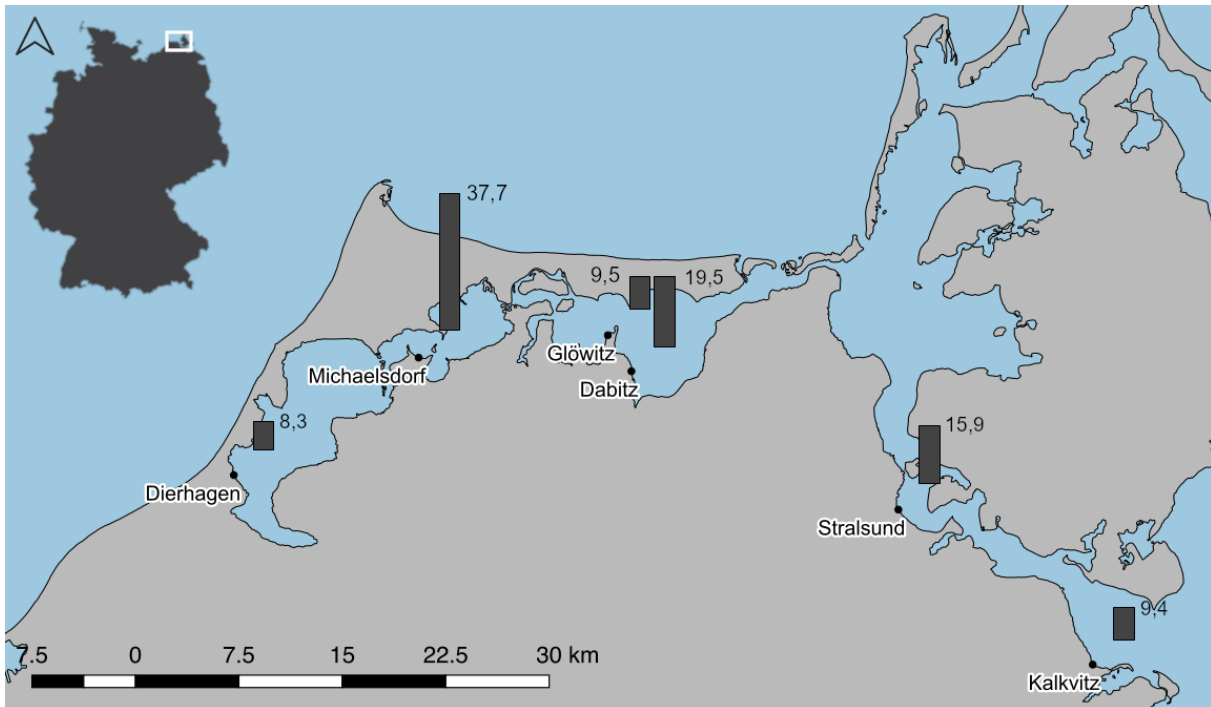


Abb. 4: Gemittelte Kohlenstoffvorräte [kg m⁻²] im Sediment von 0 bis 1 m Tiefe aus den Jahren 2014 und 2016.

Der Kohlenstoffvorrat in Michaelsdorf ist mehr als doppelt so hoch wie in Dabitz. Die signifikanten Unterschiede liegen zum einen in der Biomasseproduktion begründet. Höhere Salinitäten und periodischer Trockenfall der Schilfgebiete beeinflussen die Primärproduktion in zum Beispiel Dabitz negativ. Zum anderen steuert auch die Landexpansion, welche durch die Topographie maßgeblich beeinflusst wird, die Höhe der Kohlenstoffvorräte. Während in Michaelsdorf die Eindeichung in den 1970er Jahren zu einem Zusammendrücken bzw. Einkeilen des Schilfgürtels geführt hat, expandiert der Schilfgürtel in Dabitz stetig [7] (Abb. 5). Dies beeinflusst wiederum den Einstrom von Sedimentpartikeln in schilfbewachsenen Küstenfeuchtgebieten. Des Weiteren übt die Landnutzung des Hinterlandes, beispielsweise durch Düngung und Bodenbearbeitung in den letzten Jahrzehnten, einen Einfluss auf die Kohlenstoffanreicherung aus. Die Entstehungsgeschichte der Schilfgürtelabschnitte ist ein weiterer Einflussfaktor auf Kohlenstoffvorkommen im Sediment. Es besteht ein „Speichervorsprung“ der wesentlich früher entstandenen Schilfgürtel gegenüber den „jüngeren“ Bereichen.

Neben der Extrapolation des aktuellen Kohlenstoffvorrats in der DZBK wurde die Entwicklung der Schilfgürtel in den letzten sechs Jahrzehnten untersucht. Dazu wurden georeferenzierte historische Luftbilder und Orthofotos (digitale, verzerrungsfreie und maßstabgetreue Fotos) der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns ausgewertet. Um den Bewuchs der Untersuchungsgebiete nachzuvollziehen und die zukünftige Entwicklung des Schilfwachstums oder –rückgangs abzuschätzen, wurden die Außenkanten des Schilfgürtels im Verlauf der letzten 60 Jahre verglichen (Abb. 5). Damit können Aussagen über die Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in der DZBK getroffen werden.

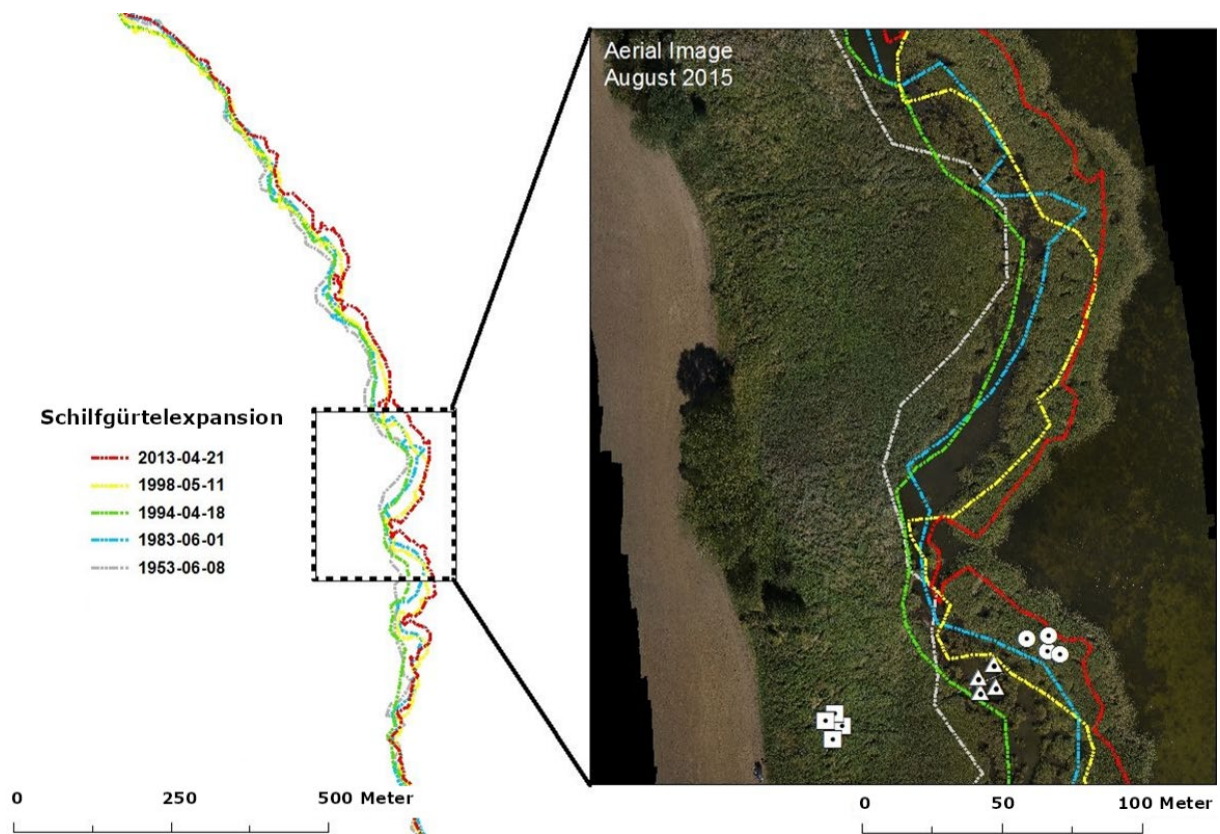


Abb. 5: Schilfgürtelexpansion am Standort Dabitz für ausgewählte Jahre von 1953 bis 2013.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die Untersuchung der Phosphordynamik und Kohlenstoffspeicherung an ausgewählten Punkten der Darß-Zingster-Boddenkette (Dierhagen, Michaelsdorf, Glöwitz, Dabitz, Stralsund, Kalkvitz) hilft uns, die Funktionen von mit Schilf bewachsenen Küstenfeuchtgebieten besser zu verstehen. Die Phosphoranalyse des Pflanzenmaterials und eine Hochrechnung des Schilfbestandes ergaben, dass ein Nährstoffaustrag von bis zu 67,5 t Phosphor durch eine jährliche Mahd ermöglicht werden könnte. Zum Vergleich: Der Phosphoreintrag ins System beträgt 57 t pro Jahr. Der Schilfgürtel übernimmt die Funktion der Phosphorentnahme aus dem Wasser, das Sediment übernimmt die mittel- bis langfristige Speicherung und kann somit als Puffer des Ökosystems DZBK betrachtet werden. Die Entnahme der Schilfpflanzen durch eine Mahd kann neben der Pufferkapazität einen Nährstoffaustrag erzeugen und fungiert somit als weiteres Kettenglied des Gewässerschutzes.

Die Analyse der Kohlenstoffspeicherung im Sediment ergab eine Abweichung der Kohlenstoffmengen von anderen Küstenfeuchtgebieten. Die ermittelten Mengen lagen im Schnitt unter den Vergleichswerten. Bei der Beprobung der drei unterschiedlichen Schilfzonen wurde ein abnehmender Kohlenstoffgehalt wasserwärts ermittelt. Ein landeinwärts erhöhter Schilfbewuchs erhöht die Sedimentationsrate und fördert die Kohlenstoffsequestrierung (Abb. B1). Somit kann Schilf nicht nur im Gewässerschutz hinsichtlich der Minderung der Nährstoffbelastung, sondern ebenfalls als Kohlenstoffsenke im Kohlenstoffkreislauf fungieren. Zudem ist der Schilfgürtel als Küstenschutzmaßnahme zu bewerten. Die Wurzelgeflechte der eng stehenden Pflanzen bilden eine Art Wurzelteppich, der Sedimentationsvorgänge begünstigt, somit wiederum neue

Grundlage für das Anwachsen junger Schilfpflanzen wasserwärts schafft und als Maßnahme angesehen werden kann, um den Folgen von sowohl Meeresspiegelanstieg als auch Erosion vorzubeugen.

Vom ökologischen Standpunkt betrachtet erbringen die mit Schilf bewachsenen Küstenfeuchtgebiete sowohl versorgende, als auch regulierende Ökosystemleistungen. Die Ernte und Weiternutzung von Schilf stellt eine Versorgungsleistung dar. Das Puffervermögen von frei verfügbarem Phosphor und die Speicherfähigkeit von Kohlenstoff werden als regulierende Ökosystemleistungen eingestuft. Diese Leistungen können durch ein angepasstes Bewirtschaftungsmanagement optimiert werden und regen die gezielte Anpflanzung von Schilf als Umweltschutzmaßnahmen in anderen Gebieten an.

Kohlenstoffsequestrierung

Kohlenstoffsequestrierung bezeichnet die Festlegung von Kohlenstoffdioxid, das andernfalls in die Atmosphäre entlassen würde, in langlebige terrestrische, limnische und marine organische Kohlenstoffvorräte. Durch biogeochemische Prozesse wird der in Kohlenstoffdioxid gasförmig gebundene Kohlenstoff in fest oder flüssig gebundene Verbindungen überführt und somit in Gewässern, Pflanzen und Sedimenten festgelegt.

Die Kohlenstofffestlegungsrate im Boden ist durch die Produktivität der bedeckenden Vegetation, physikalische und biologische Prozesse im Boden, die historischen Kohlenstoffeinträge und mechanische Störungen beeinflusst [12]. Besonders in Feuchtgebieten wird viel Kohlenstoff festgelegt. In terrestrischen Feuchtgebieten wirken Methanemissionen der Kohlenstoffsequestrierung entgegen. Wohingegen in Küstenfeuchtgebieten die im Sediment gelösten Sulfate eine Methanproduktion hemmen. Dadurch können sehr hohe Festlegungsraten erzielt werden [6].



Abb. B1: Jährliche Kohlenstoffsequestrierungsraten pro m² im Vergleich. Positive Werte: Kohlenstoffsinken. Negative Werte: Kohlenstoffquellen. Boxplots beinhalten Min, Max, MW, Q1 und Q3. Daten aus: ₁ [5]; ₂ [9]; ₃ [5]; ₄ [5,8,14,17,16,18]; ₅ [9,11].

Danksagung

Wir danken allen, die an dieser Studie mitwirkten. Besonderer Dank gilt unseren ehemaligen Kolleginnen Svenja Karstens und Franziska Schwark für sämtliche Arbeiten innerhalb der Projekte BACOSA und BACOSA II. Unser Dank gilt weiterhin allen studentischen Hilfskräften für die tatkräftige Mitarbeit bei Probenahmen, Probenaufbereitung und Georeferenzierung. Vielen Dank an die Professur für Bodenphysik, besonders an Lennart Gosch und an Dr. Martin Paar von der Biologischen Station Hiddensee der Universität Greifswald für die Unterstützung bei der Sedimentprobenahme. Danke an Herrn Dr. Thomas Leipe vom Institut für Ostseeforschung für die fachliche Unterstützung bei der Analyse der Bohrkerne.

Diese Studie ist Teil des Projektes BACOSA II (Baltic Coastal System Analysis and Status Evaluation II) und wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung finanziert.

Literatur

- [1] Adame, M. F., Neil, D., Wright, S. F. & Lovelock, C. E., 2010. Sedimentation within and among mangrove forests along a gradient of geomorphological settings. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 21–30.
- [2] Berthold, M., Karstens, S., Buczko, U. & Schumann, R., 2018. Potential export of soluble reactive phosphorus from a coastal wetland in a cold-temperate lagoon system: Buffer capacities of macrophytes and impact on phytoplankton. *Science of the Total Environment* 616-617: 46–54.
- [3] Berthold, M., Nausch, G., von Weber, M., Koch, S., Kahle, P., Lennartz, B., Tränckner, J., Buczko, U., Tonn, C., Ekardt, F. & Bathmann, U., 2020. Phosphorus and the Baltic Sea: Sustainable Management. In: Maurice, P. (Hrsg.). *Encyclopedia of Water: Science, Technology, and Society*. (in press).
- [4] Dithlago, M. K. M., James, R., Laurence, B. R. & Sutherland, W. J., 1992. The effects of conservation management of reed beds. I. The invertebrates. *Journal of Applied Ecology* 29: 265–276.
- [5] Freibauer, A., Rounsevell, M. D. A., Smith, P. & Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1–23.
- [6] Howe, A. J., Rodríguez, J. F., Saco, P. M., 2009. Surface evolution and carbon sequestration in disturbed and undisturbed wetland soils of the Hunter estuary, southeast Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84: 75–83.
- [7] Karstens, S., Schwark, F., Forster, S., Glatzel, S. & Buczko, U., 2015. Sediment tracer tests to explore patterns of sediment transport in coastal reed beds – a case study from the Darss-Zingst Bodden Chain. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 25: 41–57.
- [8] Kuhry, P. & Vitt, D. H., 1996. Fossil Carbon/Nitrogen Ratios as a Measure of Peat Decomposition. *Ecology* 77 (1): 271–275.
- [9] Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H. & Silliman, B. R., 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (10): 552–560.
- [10] Morris, J. T. & Bradley, P. M., 1999. Effects of nutrient loading on the carbon balance of coastal wetland sediments. *Limnology Oceanography* 44 (3): 699–702.
- [11] Ouyang, X. & Lee, S. Y., 2014. Updated estimates of carbon accumulation rates in coastal marsh sediments. *Biogeosciences* 11: 1–15.
- [12] Post, W. M. & Kwon, K. C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6: 317–327.
- [13] Rooth, J. E. & Stevenson, J. C., 2000. Sediment deposition patterns in *Phragmites australis* communities: Implications for coastal areas threatened by rising sea-level. *Wetlands Ecology and Management* 8: 173–183.

- [14] Roulet, N. T., 2000. Peatlands, Carbon storage, Greenhouse gases, and the Kyoto Protocol: Prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20: 605–615.
- [15] Selig, U., Schubert, M., Eggert, A., Steinhardt, T., Sagert, S. & Schubert, H., 2007. The influence of sediments on soft bottom vegetation in inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Germany). *Estuarine Coastal Shelf Science* 71 (1-2): 241–249.
- [16] Tolonen, K. & Turunen, J., 1996. Carbon accumulation in mires in Finland. In: Laiho, R., Laine, J., Vasander, H. (Hrsg.) *Northern peatlands in global climatic change*. Publications of the Academy of Finland 1: 250–255.
- [17] Tolonen, K., Vasander, H., Damman, A. W. H. & Clymo, C. R. S., 1992. Preliminary estimate of long-term carbon accumulation and loss in 25 boreal peatlands. Poster abstract in: *International Workshop on “Carbon Cycling in Boreal Peatlands and Climate Change”* Hyytiälä, Finland 28 September – 1 October 1992.
- [18] Yu, T. C., 2012. Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences* 9: 4071–4085.

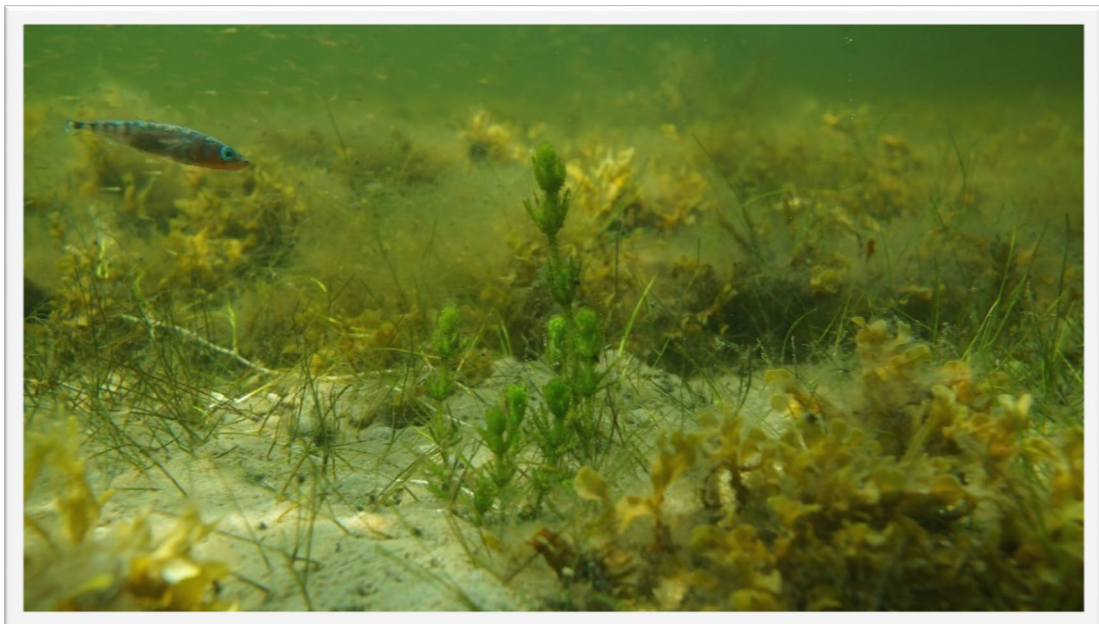
Martin Paar¹ Hsin-Ting Li² & Irmgard Blindow¹

¹ Universität Greifswald, Biologische Station Hiddensee, Biologenweg 15, 18565 Kloster

² Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abt. Ökosystemmanagement, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel

martin.paar@uni-greifswald.de

Die Rolle der Unterwasservegetation im Nahrungsnetz der Küstengewässer



Dichte und vielfältige Unterwasservegetation mit assoziierter Fauna im Vitter Bodden (Foto: S. Dahlke, 2017)

In den Küstengewässern kommt der Unterwasservegetation eine besondere Bedeutung zu, weil sie nicht nur selber zu Klimaregulation und Küstenschutz beiträgt, sondern auch durch ihren Wuchs die Komplexität und Artenvielfalt des Lebensraums Küste erhöht. Eutrophierung bedroht maßgeblich die Ausdehnung und Dichte der Unterwasservegetation entlang der Küsten. Trotz ihrer enormen Bedeutung für den Lebensraum Küste fehlt es an einem Bewertungsinstrument zur quantitativen Evaluierung der Rolle dieser Vegetation für die Stoff- und Energieflüsse innerhalb des Küstenökosystems. Im folgenden Text wird die ökologische Netzwerkanalyse vorgestellt, die es ermöglicht, quantitative Daten über die einzelnen Komponenten eines Ökosystems zusammenzufassen und die Gesamtheit der Stoffflüsse in einem System abzubilden. Erste Ergebnisse zur Bedeutung der Unterwasservegetation für die Struktur und Funktion des Küstenökosystems werden vorgestellt und ihre mögliche Rolle als Indikator für den guten ökologischen Zustand diskutiert.

1 Nachhaltiger Nutzen und Schutz der Küstengewässer

Eine nachhaltige Nutzung der Küstengewässer ist nur unter dem Erhalt der Artenvielfalt und Ökosystemfunktionen möglich und daher ein zentraler Aspekt der EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Teile des Meeresbodens der flachen Küstengewässer sind mit höheren Pflanzen und Algen bewachsen. Die Dichte und Ausdehnung dieser Unterwasservegetation hängen vor allem von Unterwasserlichtklima, dem zur Besiedlung verfügbaren Substrat und der Wellenexposition ab. In den Küstengewässern kommt der Unterwasservegetation eine besondere Bedeutung zu, weil sie nicht nur selber zu Klimaregulation und Küstenschutz beiträgt [9], sondern auch durch ihren Wuchs die Komplexität und Artenvielfalt des Lebensraums Küste erhöht [10,30].

2 Einfluss von Nährstoffbelastung auf die Nahrungsnetze der südlichen Ostsee

Die Ostsee und ihre Küstengewässer sind in den letzten hundert Jahren stark durch den Eintrag von Nährstoffen, vor allem Phosphor und Stickstoff beeinflusst worden [1]. Die Nährstoffe haben ihren Ursprung größtenteils in Landwirtschaft, Industrie und Siedlungen entlang der Küste und im Einzugsgebiet der Ostsee. Zu den Folgen dieser Nährstoffbelastung gehören eine vermehrte Algenproduktion, das Eintrüben des Gewässers und die Anreicherung von organischem Material sowohl in der Wassersäule (pelagisch) als auch am Grund des Gewässers (benthisch).

In der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) hat diese Nährstoffbelastung dazu geführt, dass das ehemals von Unterwasservegetation dominierte Ökosystem, der sog. „Klarwasserzustand“, in einen „trüben Zustand“ mit Phytoplanktondominanz übergegangen ist und sich seit Jahrzehnten in diesem Zustand befindet (zu den Zustandsformen s. [28]). Trotz starker Reduktion der externen Nährstoffbelastung ist die Phytoplanktondominanz ungebrochen [3]. Im Vitter Bodden hat Nährstoffbelastung zwar nicht zum Rückgang der Unterwasservegetation geführt, aber zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung [5].

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die heutigen Bewertungsinstrumente kein Verständnis liefern für die ökologischen Prozesse, die bei Nährstoffbelastung im Gewässer stattfinden. Dies beginnt bei der Terminologie: Der Begriff „Trophie“ ist nicht einheitlich definiert und wird daher hier nicht verwendet (s. Box). Der durch anthropogenen Einfluss, vor allem Nährstoffbelastung, mehr oder weniger veränderte Zustand von Küstengewässern wird im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie bewertet anhand von physikalisch-chemischen (u. a. Sichttiefe, Nährstoffkonzentrationen) und biologischen Komponenten (u. a. der Artenzusammensetzung des Planktons und der wirbellosen Fauna des Meeresbodens). Hieraus lassen sich die Wechselwirkung einzelner Arten mit der unbelebten Natur ableiten; ein Verständnis für die Gesamtheit des Ökosystems oder dafür, wie Energie und Biomasse im System aufgebaut und im Nahrungsnetz verwertet werden und wie sich Nährstoffbelastung oder andere menschliche Einflüsse auf diese Prozesse auswirken, kann daraus aber nicht abgeleitet werden. Mögliche Veränderungen von Struktur und Funktion des Nahrungsnetzes der Küstengewässer können nicht beurteilt werden, obwohl deren Bewertung in der MSRL für die offene Ostsee schon explizit gefordert wird [18].

Trophie – was ist das?

Trophie wurde ursprünglich (1919) von dem schwedischen Limnologen Naumann über die Primärproduktion des Phytoplanktons definiert: Seen mit einer geringen Produktion nannte er „oligotroph“, Seen mit einer hohen Produktion „eutroph“. In der gewässerökologischen Praxis werden heute andere Parameter verwendet, um die Trophie von Gewässern zu bewerten. Neben Sichttiefe und Chlorophyllkonzentration sind das vor allem die Konzentrationen der Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor [21,22].

Man sollte meinen, dass mehr Nährstoffe „automatisch“ zu höherer Produktion führen. Dass das zumindest für höhere trophische Ebenen, also die Konsumenten, nicht der Fall ist, wurde schon früh aus Räuber-Beute-Beziehungen theoretisch abgeleitet und in Laborexperimenten bestätigt [19]: Höhere Nährstoffkonzentrationen führen demnach zu stärkeren Oszillationen der Populationen von Räubern und Beute, einer höheren Instabilität des Systems und letztlich zu geringerer Produktion. Dieses „Paradox of enrichment“ wird in der Natur eher selten beobachtet. Störungen, Refugien, erfolgreiche Verteidigung der Beute sind nur einige Ursachen dafür. Ökosysteme sind komplex und selbstregulierend, und Beutetiere hatten lange genug Zeit zu lernen, den Räubern auszuweichen [20]. Die hier präsentierten Ergebnisse von BACOSA zeigen allerdings, dass die Produktion höherer trophischer Ebenen im weniger mit Nährstoffen belasteten Vitter Bodden höher ist als in der DZBK und unterstützen damit das „Paradox of enrichment“. Dies beruht allerdings nicht auf stärkeren Oszillationen im nährstoffreicheren System, sondern auf geringer Effizienz des Energietransportes in der Nahrungskette. Für die DZBK wurde das bereits beschrieben [24] und wird nun mit einem reichen Datenmaterial und einer detaillierten Analyse untermauert.

Für verschiedene Seen ist allerdings auch gezeigt worden, dass nicht nur die Produktion höherer trophischer Ebenen, sondern sogar die der Primärproduzenten, der Pflanzen also, in nährstoffärmeren Systemen höher sein kann als in nährstoffreicheren [15,6]. Aquatische Ökosysteme können bei hoher Phytoplanktondichte einem erheblichen Lichtmangel ausgesetzt sein, was die Photosynthese in tieferen Wasserschichten stark reduziert. Was an der Wasseroberfläche produziert wird, wird weiter unten durch die Gemeinschaft aus Phytoplankton und Bakterien veratmet. Innerhalb von BACOSA wurde dieses „paradox of enrichment“ auch auf Ebene der Primärproduzenten bestätigt, zum ersten Mal in einem Brackwasserlebensraum: Die Gesamt-Primärproduktion ist im Vitter Bodden höher als in der DZBK.

Diese Ergebnisse sind von großer praktischer Bedeutung: Ein Gewässer ist kein Acker – Überdüngung führt also nicht zwangsläufig zu höherer Fischproduktion, sondern das Gegenteil kann der Fall sein! Bei der trophischen Klassifizierung geraten wir in ein Dilemma: Wenn wir die ursprüngliche Definition des Trophiebegriffes anwenden, müssten wir die DZBK als mesotroph bezeichnen und den Vitter Bodden als eutroph. Das Gegenteil ist der Fall, wenn wir dieselben Gewässer nach Sichttiefe und den Konzentrationen von Chlorophyll und Nährstoffen bewerten. Wir sollten daher vorsichtig mit dem Begriff „Trophie“ umgehen und stattdessen Begriffe wie „Nährstoffbelastung“, „Nährstoffkonzentrationen“ und „Produktion“ verwenden!

Im folgenden Text soll die ökologische Netzwerkanalyse vorgestellt werden, die es ermöglicht, quantitative Daten über die einzelnen Komponenten eines Ökosystems zusammenzufassen und die Gesamtheit der Stoffflüsse in einem System abzubilden. Untersucht wurden zwei Bodden, einer davon im trüben Zustand (Grabow in der DZBK), der andere im Klarwasserzustand (Vitter Bodden) (zu den multiplen stabilen Zuständen s. [28]), die mithilfe der Netzwerkanalyse miteinander verglichen wurden, um Erkenntnisse zu Veränderungen der Struktur und Funktion des Nahrungsnetzes bei Verlust der Unterwasservegetation abzuleiten. Innerhalb der zweiten Phase von BACOSA wurde die ökologische Netzwerkanalyse als Bewertungsinstrument für die Fähigkeit zur Selbstorganisation und Stabilität eines Küstenökosystems eingesetzt. Die ersten gewonnenen Erkenntnisse zu einer Bewertung von Nährstoffbelastung auf Systemebene werden hier präsentiert, und Maßnahmen zu einer Wiederherstellung der betroffenen Küstengewässer werden vorgeschlagen.

3 Zustand und Einfluss der Unterwasservegetation in zwei Boddengewässern

Die Wechselwirkung der Unterwasservegetation mit ihrer Umwelt wurde in der ersten Phase des BACOSA-Projektes untersucht. Neben der DZBK war der Vitter Bodden (Westrügensch Bodden) eines der Untersuchungsgebiete (Abb. 1). Dabei wurde der Flachwasserbereich im Grabow in der DZBK mit dem Flachwasserbereich bei Kloster im Bodden (VB) verglichen. Im Vitter Bodden, der näher zur offenen Ostsee hin liegt und mit dieser durch den Libben und den Gellenstrom verbunden ist (Typ II, s. [28]), findet ein guter Wasseraustausch mit dem nährstoffärmeren Wasser der offenen Ostsee statt. Daher ist die Nährstoffbelastung geringer als in den näher am Festland gelegenen Boddengewässern wie DZBK (Typ Ib) oder Greifswalder Bodden. Noch existiert hier ein Ökosystem mit klarem Wasser und reichlicher Unterwasservegetation.

Tauchkartierungen, die im Rahmen des BACOSA-Projektes durchgeführt wurden, zeigen, dass diese Vegetation in den Westrügensch Bodden noch bei über 4 m Wassertiefe und damit in den tiefsten Bereichen dieses Gewässers wächst [7]. Tatsächlich haben sich seit mindestens 90 Jahren Ausbreitung und Dichte der Unterwasserpflanzen kaum verändert. Allerdings hat sich die Artenzusammensetzung der Vegetation gewandelt: Niedrigwüchsige Rasen von Armleuchteralgen (v. a. *Chara baltica* und *C. canescens*) wurden durch höherwüchsige Vegetation wie Kammlaichkraut (*Stuckenia pectinata*) und Meersalbe (*Ruppia maritima*) ersetzt [5]. Dies ist ein Frühwarnsignal für abnehmende Stabilität des Klarwasserzustandes: Die neuere wissenschaftliche Literatur unterscheidet neben dem „stabilen“ Klarwasserzustand mit dichten Vegetationsmatten am Gewässergrund und dem trüben Zustand auch noch einen Zwischenzustand mit hochwüchsiger Vegetation, das weniger stabil ist [23,28]. Das Ökosystem des VB kann sich also recht nahe am sog. „tipping point“ befinden, wo ein „Kippen“ in den alternativen trüben Zustand erfolgen kann. Auch die hohe Dichte von Aufwuchsalgen deutet auf eine erhöhte Nährstoffbelastung des Gewässers hin (Abb. 2).

Ein lokaler Einfluss der Vegetation auf Nährstoffe und Schwebepartikel im Wasser des VB konnte nicht nachgewiesen werden [16]. Ein starker Wasseraustausch mit der offenen Ostsee und/oder die geringe Wuchshöhe der Vegetation könnte dies erklären. Dagegen ist der Fraßdruck des Zooplanktons auf das Phytoplankton zeitweise hoch aufgrund hoher Dichten von Ruderfußkrebsen (Copepoden). Vor allem größere Zoo-

plankter führen Vertikalwanderungen aus: Tagsüber nutzen sie die dichte Vegetationsschicht oberhalb des Sedimentes als Refugium vor dem Fraß durch Fische, nachts befinden sie sich in der freien Wassersäule oberhalb der Vegetation [16]. Auch bodenlebende Blattfußkrebse wie *Chydorus* sp. sind in großer Zahl vorhanden [4].

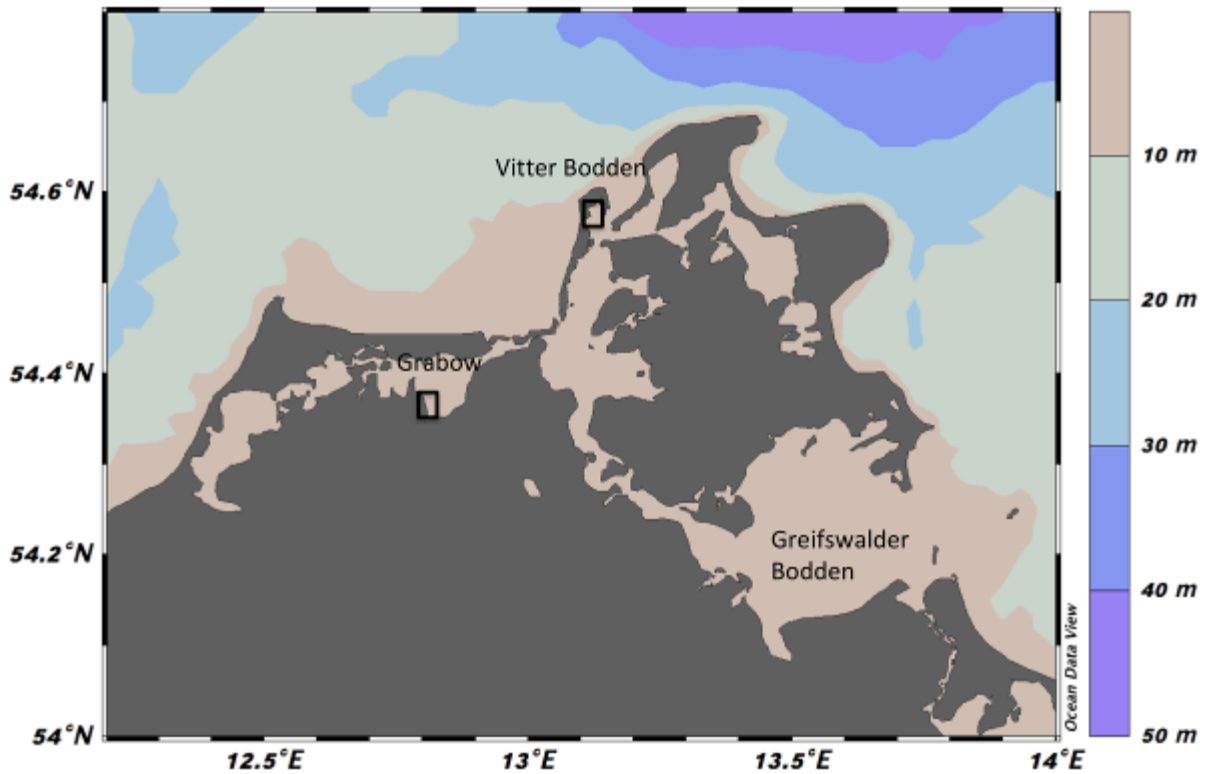


Abb. 1: Übersichtskarte der Beprobungsstandorte im Flachwasserbereich Grabow (Darß-Zingst-Boddenkette) und des Vitter Bodden (Westrügense Bodden) entlang der südlichen Ostsee. Die Karten wurden mit dem Ocean Data View [26] erstellt.



Abb. 2: Kamm-Laichkraut (*Stuckenia pectinata*) wird von dichtem Aufwuchs bedrängt. Foto aus dem Vitter Bodden: Sven Dahlke.

In der DZBK und im Greifswalder Bodden ist der „trübe Zustand“ seit Jahrzehnten unverändert. In der DZBK hat sich die Unterwasservegetation weiträumig wieder angesiedelt, jedoch nicht in dem Maße, dass die Rückkopplungsmechanismen dieser Vegetation größere Auswirkungen auf den Zustand des Gewässers haben könnten. Unklar ist, wie weit bzw. nah diese Boddengewässer vom „tipping point“ und damit der Rückkehr in einen Klarwasserzustand entfernt sind [17]. In der DZBK sind die Phytoplanktondichten konstant hoch [29]. Das Ökosystem scheint daher im trüben Stadium stabil zu sein. Detaillierte Untersuchungen zur Produktion und Zusammensetzung des Phytoplanktons zeigen, dass die noch immer hohen Phosphorkonzentrationen in der DZBK in Kombination mit einer effizienten Nährstoffaufnahme des Phytoplanktons dieses Stadium aufrechterhalten [3]. Unklar ist allerdings, weshalb die hohen Phytoplanktondichten nicht durch das Zooplankton reduziert werden: Der Beweidungsdruck in der DZBK ist wesentlich geringer als im VB [25,3].

Neben diesen substantiellen Ergebnissen mündete die erste Projektphase von BACOSA in offene Fragen, vor allem, wie Struktur und Energiefluss durch die submerse Vegetation und damit verbundenen Biodiversität, insbesondere der bisher nicht untersuchten höheren trophischen Ebenen bis hin zu Fischen, Integrität und Stabilität in den beiden Bodden beeinflussen.

4 Grundlagen der Nahrungsnetzanalyse

Das Nahrungsnetz eines Ökosystems umfasst die Gesamtheit aller Organismen und deren Interaktionen durch Fraß und Konkurrenz untereinander. Die Fähigkeit zur Selbstorganisation (Integrität) und die daraus resultierende Pufferkapazität des Ökosystems (Stabilität) bestimmen, wie schnell es nach einer Störung in seinen Ausgangszustand zurückkehren kann (Resilienz). Die nachhaltige Nutzung eines Ökosystems setzt die Kenntnis seiner Integrität und Stabilität voraus. Integrität und Stabilität lassen sich aus der Struktur und Funktion des Nahrungsnetzes ableiten.

Die Berechnung von Nahrungsnetzen erlaubt die Analyse ihrer Struktur und Funktion, indem Richtung und Größe von direkten und indirekten Energieflüssen aufgeschlüsselt werden [14]. Für die Berechnung des Nahrungsnetzes werden einzelne Arten oder funktionelle Gruppen mit identischen ökologischen Eigenschaften in Kompartimente zusammengefasst. Zu den Kompartimenten zählen auch nicht belebte Bestandteile des Nahrungsnetzes, die aus ausgeschiedenem oder abgestorbenem pflanzlichem und tierischem Material bestehen (Detritus). Dieser Detritus kann entweder in gelöster Form in der Wassersäule oder partikulär im Sediment vorkommen und wird von Bakterien und Teilen der Konsumenten als Nahrungsquelle genutzt.

Kohlenstoff ist die universelle energetische „Währung“ eines Ökosystems und kann als Äquivalent der Energie verstanden werden, die in einem System durch Photosynthese gespeichert und durch den Fraß der Konsumenten in Wachstum und Fortpflanzung umgesetzt wird. Das Nahrungsnetz kann somit als Gesamtheit seiner Kohlenstoffflüsse abgebildet werden, eine Momentaufnahme aller Vorgänge im System. Fraßbeziehungen zwischen Produzenten und Konsumenten müssen bekannt sein. Die Gesamtheit der Kohlenstoffflüsse in einem Nahrungsnetz (Abb. 3) setzen sich zusammen aus den Biomassen der lebenden und unbelebten Kompartimente sowie deren Kohlenstoffflüssen bestehend aus Nahrungsaufnahme (Konsumption), Atmung (Respiration), Wachstum und Fortpflanzung (Produktion) und Ausscheidungsrate (Egestion). Es müssen weiter die Kohlenstoffflüsse in das System durch die

Die Nahrungsbeziehungen innerhalb der untersuchten Ökosysteme wurden mithilfe von Magenanalysen und der Analyse stabiler Isotopen rekonstruiert (Abb. 5).

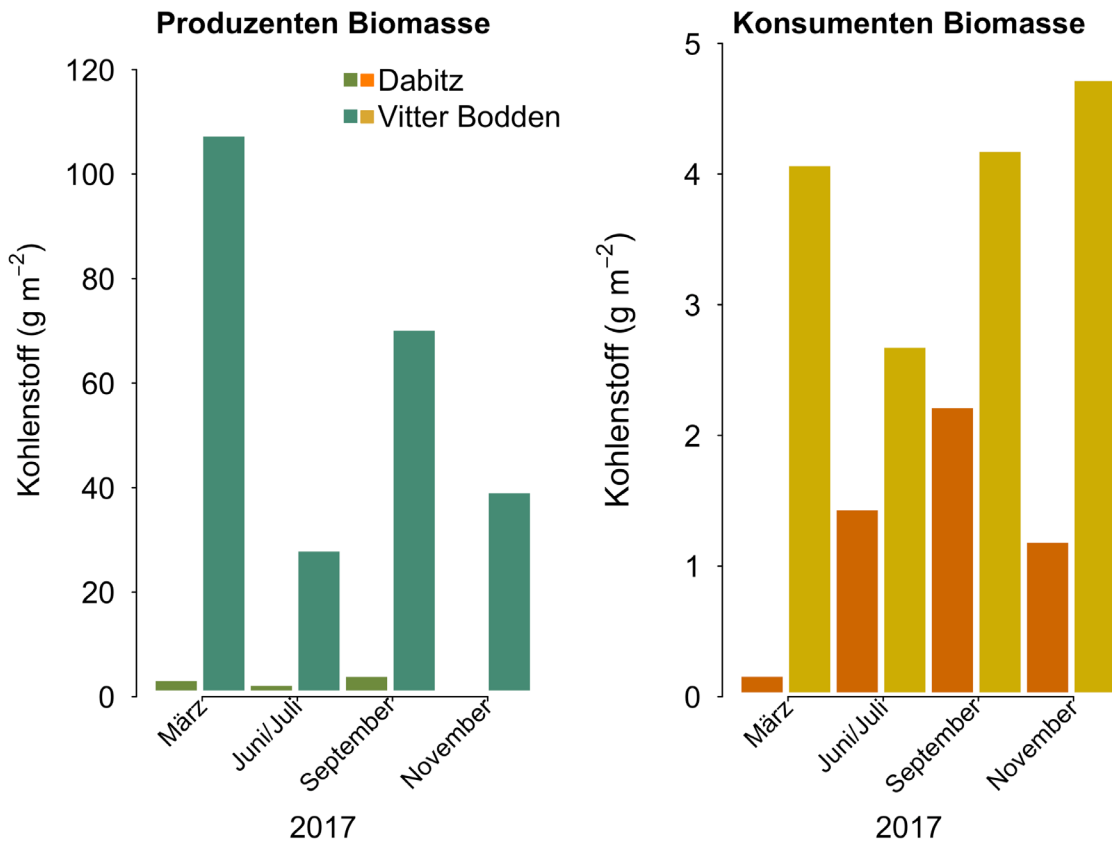


Abb. 4: Biomasse der Unterwasservegetation und der Invertebraten an den Beprobungsstandorten im Flachwasserbereich Grabows (Darß-Zingst-Boddenkette) und des Vitter Boddens (Westrügensche Bodden) 2017. Die Biomassen sind in Trockengewicht für die Unterwasservegetation (Produzenten) und in aschefreiem Trockengewicht für die Invertebraten (Konsumenten) angegeben.

5 Kohlenstoffflüsse im Flachwasserbereich der DZBK und des VB

Die Berechnung der Kohlenstoffflüsse im Nahrungsnetz der untersuchten Ökosysteme verdeutlicht, dass weniger Kohlenstoff in der DZBK ($8903 \text{ mg C d}^{-1} \text{ m}^{-2}$) als im VB ($19666 \text{ mg C d}^{-1} \text{ m}^{-2}$) aufgebaut und im Nahrungsnetz umgesetzt wird. Das Ökosystem im „trüben Zustand“ in der DZBK hat weniger Kompartimente und ist weniger aktiv (Abb. 5). Einzelliges, von Cyanobakterien dominiertes Phytoplankton [3] dominiert die Produktion. Es fehlen Kompartimente, die auf Unterwasservegetation als Substrat und Refugium angewiesen sind, wie Filtrierer (z. B. die Muscheln *Parvicardium hauniense* und *Mytilus edulis*) und Weidegänger (z. B. die Schnecke *Theodoxus fluviatilis*). Es kommt zu einer Dominanz einiger weniger Arten, die sich durch kleinen Wuchs und kurze Generationszeiten auszeichnen. Die Konsumenten sind wenig spezialisiert in ihrem Fraßverhalten. Insgesamt 14,9 % der Primärproduktion finden direkt Eingang in das Nahrungsnetz, wobei nur 0,8 % der Primärproduktion des Phytoplanktons verwertet wird. Nur 1,3 % der Produktion werden im Mittel von einer

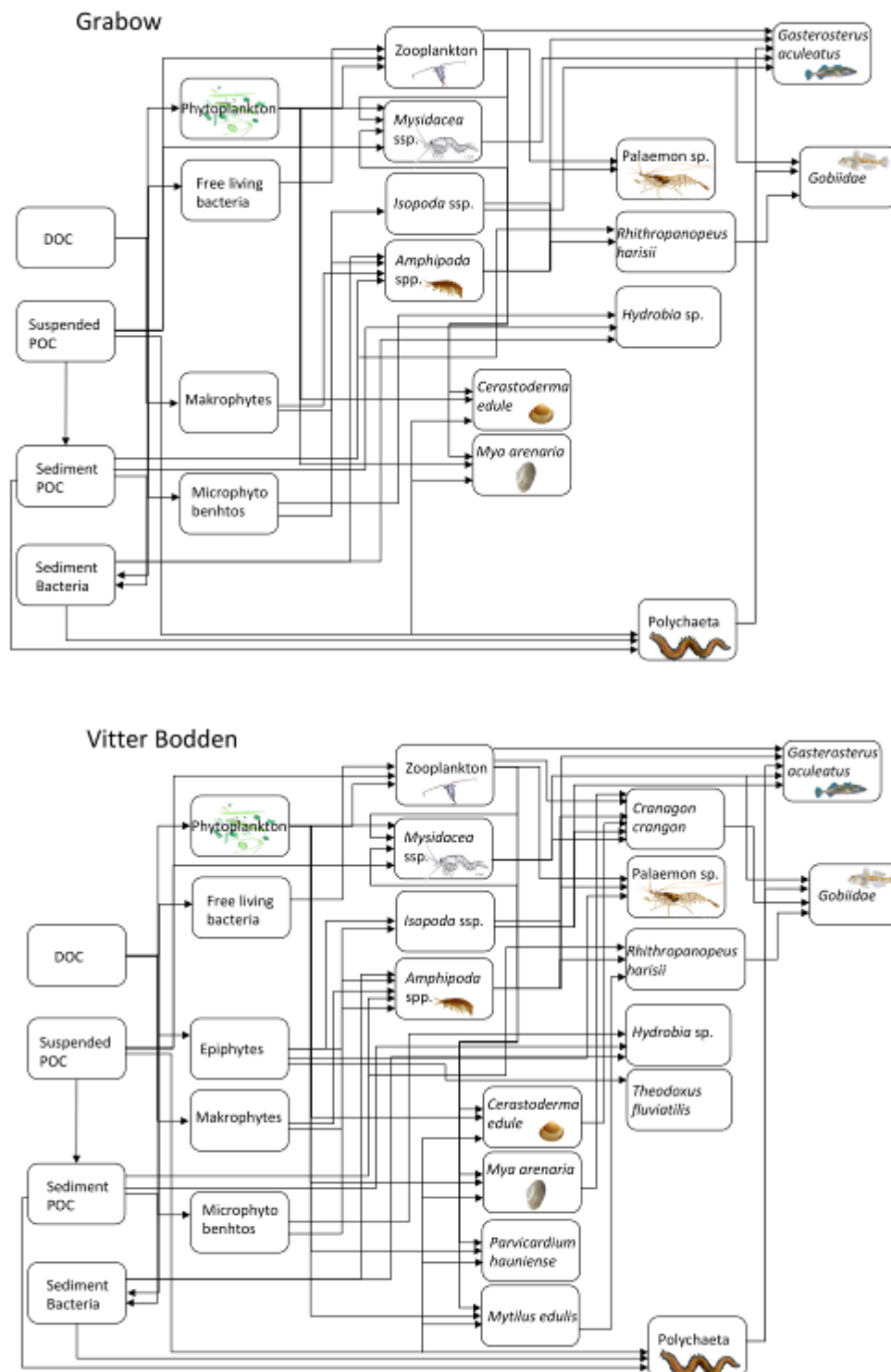


Abb. 5: Vereinfachte Nahrungsnetze im Flachwasserbereich des Grabows (Darß-Zingst-Boddenkette) und des Vitter Boddens (Westrügensche Bodden). Nicht alle Kompartimente sind abgebildet.

trophischen Ebene an die nächste weitergegeben (Abb. 6). Das gleichbleibend hohe Wachstum des Phytoplanktons kann von den Konsumenten nicht direkt genutzt werden und findet nach seinem Absterben Verwertung durch Bakterien und sogenannte Detritivoren. Der Kohlenstoffumsatz der Bakterien, und damit ihre Aktivität, ist um ein Vielfaches höher als der der Invertebraten. Diese Dominanz der Bakterien kann

als Kurzschluss im Nahrungsnetz interpretiert werden, da der von ihnen umgesetzte Kohlenstoff nicht im Nahrungsnetz weitergegeben wird. Das geringe Vorkommen langlebiger Filtrierer und die Dominanz von Detritivoren weisen darauf hin, dass das Phytoplankton, also die dominierende Form der Primärproduzenten, eine schlechte Nahrungsqualität hat, seit sich während der Eutrophierung dessen Artenzusammensetzung verändert hat.

Im VB sind die dominanten Produzenten die teilweise mehrjährige Unterwasservegetation mit ihrem Aufwuchs. Die Konsumenten haben eine hohe Diversität und Biomasse. Im Vergleich zur DZBK ist die mittlere trophische Effizienz höher (Abb. 6). Jedoch werden nur 7,7 % der Primärproduktion durch die Konsumenten direkt gefressen, und nur 1 % der Epiphytenproduktion findet Eingang in das Nahrungsnetz. Hier haben die Invertebraten einen vergleichbaren Umsatz wie die Bakterien. Außerdem wird die Produktion der Invertebraten im Nahrungsnetz an höhere Ebenen wie Fische weitergegeben. Dies wird bestätigt durch die höhere trophische Effizienz des Nahrungsnetzes und eine höhere Aktivität der Fische.

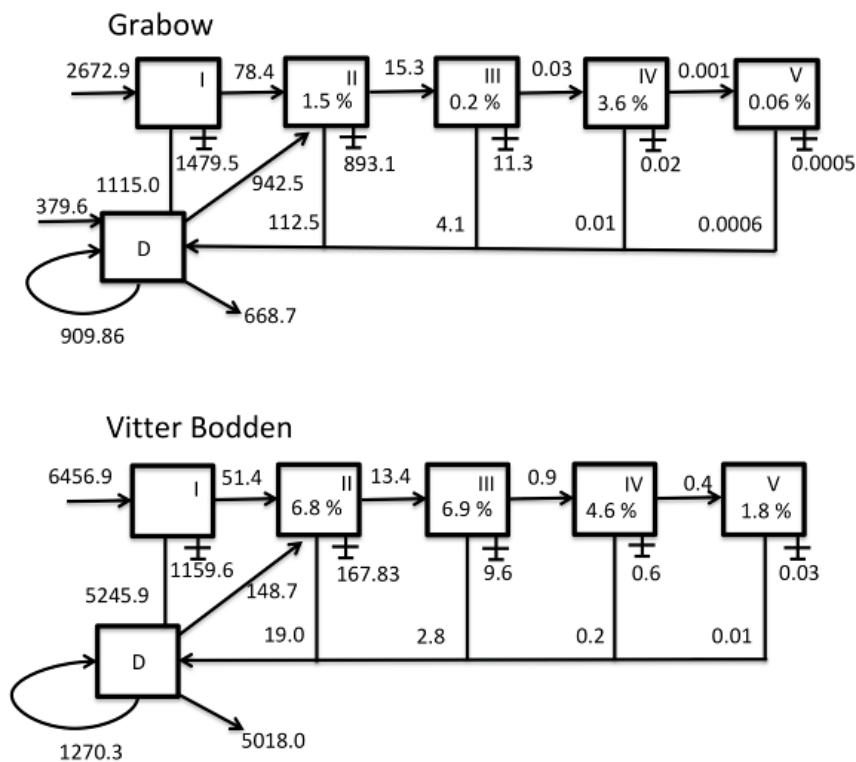


Abb. 6: Lindemann-Spine des Nahrungsnetzes im Flachwasserbereich des Grabows (Darß-Zingst-Boddenkette) und des Vitter Boddens (Westrügensche Bodden), beide südliche Ostsee, im Sommer 2017. D steht für den Detritus-pool, die römischen Zahlen geben die trophische Ebene an. Die Prozentzahlen innerhalb jeder trophischen Ebene (Kästchen) stellen die trophische Effizienz des Kohlenstoffflusses dar. Alle anderen Zahlen sind Kohlenstoffflüsse in $\text{mg C d}^{-1} \text{m}^{-2}$.

Die hohe Diversität der einzelnen trophischen Ebenen im VB hat einen positiven Effekt auf Effizienz und Redundanz des Kohlenstoffflusses im Nahrungsnetz. Die Redundanz ist ein Indikator für die Stabilität eines Ökosystems. Sie ist gering in der DZBK – dies weist darauf hin, dass dieses Ökosystem anfälliger gegenüber Störungen ist. Verursacht wurde das vermutlich durch den Verlust der Unterwasservegetation während der Eutrophierungsphase [28], was auch das Verhältnis zwischen Produktion und

Biomasse der lebenden Kompartimente änderte. Dieses Verhältnis gibt Aufschluss über die Produktivität und ist höher im VB als in der DZBK. Die nährstoffreiche DZBK hat damit eine geringere Produktivität als der nährstoffärmere VB. Ohne Unterwasservegetation sind also Aufbau und Speicherung von pflanzlicher und tierischer Biomasse im Ökosystem geringer.

6 Die Rolle der Unterwasservegetation im Nahrungsnetz

Während der Eutrophierungsphase der DZBK brach die Unterwasservegetation abrupt zusammen, das System ging von einem Klarwasserzustand in einen trüben Zustand über [28]. Mehrjährige Pflanzen und langlebige Wirbellose, wie Muscheln und Fische, mit hoher Biomasse und Aktivität wurden im Nahrungsnetz durch Mikroorganismen mit kurzen Lebens- und Generationszeiten ersetzt. Schon Schiewer [24] stellte die Veränderungen im Nahrungsnetz dar, die mit diesem Verlust der Unterwasservegetation verbunden waren: Der Kohlenstoff wird auf den unteren trophischen Ebenen rasant auf- und abgebaut, während wenig gespeichert und an die höheren trophischen Ebenen weitergegeben wird. Die detaillierte Analyse des gesamten Nahrungsnetzes, die innerhalb von BACOSA II zum ersten Mal für ein solches Boddengewässer durchgeführt wurde, untermauert die Richtigkeit von Schiewers Aussagen.

Der „trübe“ Zustand ist seit mehr als dreißig Jahren in der DZBK stabil, obwohl die Nährstoffeinträge drastisch reduziert wurden. Das dominante Phytoplankton ist hervorragend an die sich ständig verändernden Bedingungen im Bodden angepasst. Es wird vor allem durch das schlechte Unterwasserlichtklima (Selbstbeschattung) in seinem Wachstum begrenzt, kann sich aber aufgrund seiner Schwachlichtanpassung dennoch behaupten [3]. Weder Zooplankton noch benthische Filtrierer wie Muscheln üben einen hohen Fraßdruck auf das Phytoplankton aus, entweder weil Zooplankton und möglicherweise auch Muscheln ohne die schützende Vegetation einem hohen Fraßdruck durch Fische ausgesetzt sind, oder weil das Phytoplankton in seiner jetzigen Zusammensetzung nicht als Nahrung brauchbar ist. Absterbendes Phytoplankton wird weitestgehend von Bakterien in der Wassersäule verwertet, wodurch die im Phytoplankton gespeicherten Nährstoffe wieder verfügbar werden und der im Phytoplankton gespeicherte Kohlenstoff fast vollständig aufgezehrt wird. Das Ökosystem befindet sich im ständigen Wechsel zwischen durch erhöhte Nährstoffkonzentrationen angetriebene Produktion und Remineralisierung dieser Nährstoffe. Eine gleichbleibend hohe Trübung des Wasserkörpers verhindert die Ausbreitung der Unterwasservegetation und der mit dieser Vegetation assoziierten Tiere. Einige wenige an die „trüben“ Bedingungen angepasste Konsumenten dominieren. Eutrophierung unterbricht die natürliche Entwicklung hin zu komplexeren Strukturen und verhindert eine differenziertere Funktion [27]. Das Ökosystem verbleibt in einem rudimentären Zustand gekennzeichnet durch schnelle Anpassung der dominierenden Mikroorganismen an sich verändernde Umweltbedingungen.

Der Übergang in den trüben Zustand [24] hat damit zur Folge, dass entscheidende Ökosystemleistungen nicht mehr erbracht werden können. Zu diesen Ökosystemleistungen zählen die klimaregulierenden, nährstoffreduzierenden und sedimentstabilisierenden Eigenschaften der Unterwasservegetation [28]. Durch den Verlust von mehrjähriger Unterwasservegetation und langlebigen Wirbellosen wird Kohlenstoff im System nur noch über einen kurzen Zeitpunkt gebunden ohne eine längerfristige Einlagerung (Sequestrierung, [32]) Außerdem wird weniger Kohlenstoff exportiert. Die Effizienz des Nahrungsnetzes ist reduziert, und die Weitergabe von Energie und

Material zum Erhalt von kommerziell genutzten Fischpopulationen ist ohne Unterwasservegetation verringert.

Im VB ist der Umsatz der Unterwasservegetation durch die Konsumenten vergleichbar mit dem anderer bewachsener Küstengebiete [8]. Ungewöhnlich sind allerdings die hohe Dichte und das starke Wachstum der Aufwuchsalgen, begünstigt dadurch, dass auch der VB (mäßig) eutrophiert ist. Die schnell wachsenden Aufwuchsalgen können gelöste Nährstoffe schneller als die Unterwasservegetation aufnehmen und in Biomasse umsetzen. Während in vielen Ökosystemen die schnell wachsenden Aufwuchsalgen durch Invertebraten abgefressen werden und so eine zu starke Beschattung der bestandsbildenden Unterwasservegetation durch den Aufwuchs verhindert wird [34], ist dieser Rückkopplungsmechanismus im Nahrungsnetz des VB nur schwach ausgeprägt: Hier wird nur ein geringer Anteil des Aufwuchses von Konsumenten verwertet, was einen weiteren Hinweis dafür liefert, dass sich der VB in der Nähe zum „tipping point“ befinden kann.

Nahrungsnetze und multiple stabile Zustände sind in flachen Küstengewässern im Gegensatz zu Flachseen bisher nur wenig untersucht worden – BACOSA II hat hier Pionierfunktion. Ein genauer Kenntnisstand über die Langzeitentwicklung der beiden untersuchten Gewässer fehlt. Aufgrund dieser mangelnden Kenntnisse ist es schwer abzuschätzen, wie nahe beide hier untersuchten Ökosysteme vom „tipping point“ entfernt sind. In der DZBK führt eine weitere Reduktion der eingeleiteten Nährstoffe wahrscheinlich nicht zum gewünschten Ziel, sondern nur die Verringerung der internen Nährstofffrachten. Die Entfernung des Phytoplanktons zum Zeitpunkt seiner Blüte und eine gleichzeitige direkte Entnahme von Nährstoffen aus dem System durch Muschelfarmen oder treibende Gärten sind denkbare Maßnahmen, die zu diesem Ziel führen könnten. Für den Greifswalder Bodden, der ähnlich wie die DZBK seit Jahrzehnten durch Phytoplankton dominiert wird, schlägt Munkes [17] die Anpflanzung von Unterwasservegetation vor, um eine Rückkehr zum Klarwasserzustand zu ermöglichen. Dies könnte zu einer höheren Sedimentstabilität und geringeren Trübung führen und damit den Rückkopplungsmechanismen des Klarwasserzustandes „in die Gänge“ helfen.

7 Fazit

Die Unterwasservegetation kann als Indikator für die Integrität und Stabilität eines Küstengewässers angesehen werden. Wie oben beschrieben, kann sie sowohl Struktur (u. a. Artenvielfalt, Artenzusammensetzung) als auch Funktion (u. a. Effizienz des Kohlenstoffflusses, Redundanz im Nahrungsnetz und höhere Speicherkapazitäten) des Ökosystems positiv beeinflussen. Nur eine intakte Vegetation erlaubt eine nachhaltige Nutzung durch den Menschen, da durch sie entscheidende Ökosystemleistungen (u. a. Wellenbrecher, Kohlenstoffspeicher, Nährstoffspeicher, Fische, Vogelhabitat) bereitgestellt werden. Durch starke Nährstoffbelastung ist die Unterwasservegetation in den näher zum Festland hin gelegenen Bodden aber bereits stark zurückgegangen, während sie in den Boddengewässern, die einen starken Wasseraustausch mit der offenen Ostsee haben, noch gut ausgeprägt ist. Eine veränderte Artenzusammensetzung zeigt aber, dass die Nährstoffbelastung hier dazu geführt hat, dass der Klarwasserzustand weniger stabil ist als ursprünglich.

Die innerhalb von BACOSA II gewonnenen Erkenntnisse erlauben, die weitreichenden, indirekten Effekte der Nährstoffbelastung von Küstengewässern der Ostsee auf Ökosystemebene besser zu verstehen. Ein Verlust der Unterwasservegetation führt

dazu, dass sich die Biodiversität verringert und das Artenspektrum verändert; es kommt zu einer Dominanz von meist einzelligen Produzenten und Konsumenten mit kurzen Lebens- und Generationszeiten und zu einem schnelleren Auf- und Abbau von Kohlenstoff ohne Speicherung und Weitergabe im Nahrungsnetz. Dies führt letztlich zu geringeren Biomassen und geringerer Produktivität in den höheren trophischen Ebenen einschließlich den Fischen, was wiederum Auswirkungen auf die Bedeutung der verschiedenen Boddengewässer als Rast- und Brutstätte wandernder Fische der offenen Ostsee haben kann.

Literatur

- [1] Andersen, J.H., Carstensen, J., Conley, D.J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsso, B.G., Josefson, A.B., Norkko, A., Villnäs, A., Murray, C. 2017. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews* 92: 135–149. DOI: [10.1111/brv.12221](https://doi.org/10.1111/brv.12221).
- [2] Baird, D., Asmus, H. & Asmus, R., 2004. Energy flow of a boreal intertidal ecosystem, the Sylt-Rømø Bight. *Marine Ecology Progress Series* 279: 45–61. DOI: [10.3354/meps279045](https://doi.org/10.3354/meps279045).
- [3] Berthold, M & Schumann, R, 2019, Die Produktionssteuerung innerer Küstengewässer durch Nährstoff- und Fraßmanipulation. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 99–108.
- [4] Blaffert, F., 2018. Structure and migration behaviour of zooplankton in the lagoons of the southern Baltic Sea. Masterarbeit, Universität Greifswald.
- [5] Blindow, I., Dahlke, S., Dewart, A., Flüge, S., Hendreschke, M., Kerkow, A. & Meyer, J., 2016. Composition and diaspore reservoir of submerged macrophytes in a shallow brackish water bay of the southern Baltic Sea – influence of eutrophication and climate. *Hydrobiologia* 778: 121–136.
- [6] Blindow, I., Hargeby, A., Meyercordt, J. & Schubert, H., 2006. Primary production in shallow lakes – a paradox of enrichment? *Limnology & Oceanography* 51: 2711–2721.
- [7] Bühler, A., 2016. Distribution of *Zostera marina* in the coastal waters of the Baltic Sea. Masterarbeit, Universität Rostock.
- [8] Cebrian, J., 1999. Patterns in the fate of production in plant communities. *The American Naturalist* 154: 449–468.
- [9] Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I. & Marbà, N., 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change* 3: 961–968 DOI: [10.1038/nclimate1970](https://doi.org/10.1038/nclimate1970).
- [10] Duffy, J. E., 2006. Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 311: 233–250.
- [11] Fath, B. D., Scharler, U. M., Ulanowicz, R. E. & Hannon, B., 2007. Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling* 208: 49–55. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2007.04.029](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.029).
- [12] Fath, B. D., Scharler, U. M. & Baird, D., 2013. Dependence of network metrics on model aggregation and throughflow calculations: Demonstration using the Sylt-Rømø Bight Ecosystem. *Ecological Modelling* 252: 214–219. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2012.06.010](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.06.010).
- [13] Jansson, M., Persson, L., de Roos, A. M., Jones, R. I. & Tranvik, L. J., 2007. Terrestrial carbon and intraspecific size-variation shape lake ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 316–322.
- [14] Heymans, J. J., Guenette, S. & Christensen, V., 2007. Indicators of ecosystem status in the Gulf of Alaska. *Ecosystems* 10: 488–502.
- [15] López-Archilla, A. I., Mollá, S., Coletto, M. C., Guerrero, M. C. & Montes, C., 2014. Ecosystem metabolism in a mediterranean shallow lake (Laguna de Santa Olalla, Doñana National Park, SW Spain). *Wetlands* 24: 848–858.
- [16] Meyer, J., Dahlke, S., Kafka, M., Kerkow, A., Lindne, C., Kube, S., Nawka, B. N., Schubert, H., Schumann, R. & Blindow, I., 2019. Submerged vegetation in a shallow brackish lagoon does not enhance water clarity but offers substantial refuge for zooplankton. *Aquatic Botany* 154: 1–10.
- [17] Munkes, B., 2005. Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Aquatic Sciences* 67: 372–381.

- [18] Rogers, S., Casini, M., Cury, P., Heath, M., Irigoien, X., Kuosa, H., Scheidat, M., Skov, H., Stergiou, K., Trenkel, V., Wikner, J. & Yunev, O., 2010. Marine Strategy Framework Directive – Task Group 4 Report Food web. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. DOI: [10.2788/87659](https://doi.org/10.2788/87659).
- [19] Rosenzweig, M. L., 1971. Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time. *Science* 171: 385–387.
- [20] Roy, S. & Chattopadhyay, J., 2007. The stability of ecosystems: A brief overview of the paradox of enrichment. *Journal of Biosciences* 32: 421–428. DOI: [10.1007/s12038-007-0040-1](https://doi.org/10.1007/s12038-007-0040-1)
- [21] Ryding, S. O. & Rast, W., 1989. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. UNESCO. Paris. 314 pp.
- [22] Salánki, J. & Herodek, S. (Hrsg.), 1989. Conservation and Management of Lakes. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- [23] Sayer, C. D., Davidson, T. A. & Jones, J. I., 2010. Seasonal dynamics of macrophytes and phytoplankton in shallow lakes: a eutrophication-driven pathway from plants to plankton? *Freshwater Biology* 55: 500–513. DOI: [10.1111/j.1365-2427.2009.02365.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02365.x).
- [24] Schiewer, U., 1998. 30 years' eutrophication in shallow brackish waters – lessons to be learned. *Hydrobiologia* 363: 73–79. DOI: [10.1007/978-94-017-1493-8_5](https://doi.org/10.1007/978-94-017-1493-8_5).
- [25] Schiffler, M., 2015. Beziehungen zwischen Zooplankton und submersen Makrophyten in der Darß-Zingster Boddenkette. Masterarbeit, Universität Greifswald.
- [26] Schlitzer, R., 2018. Ocean Data View. <https://odv.awi.de>
- [27] Schückel U., Kröncke, I. & Baird, D., 2015. Linking long-term changes in trophic structure and function of an intertidal macrobenthic system to eutrophication and climate change using ecological network analysis. *Marine Ecology Progress Series* 536: 25–38. DOI: [10.3354/meps11391](https://doi.org/10.3354/meps11391).
- [28] Schumann, R., Berthold, M., Blindow, I., Müller, F., Paar, M. & Schubert, H., 2019, Küstengewässer, deren Stoffkreisläufe, Energieflüsse und Nahrungsnetze – eine Einführung. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 55–74.
- [29] Schumann, R. & Karsten, U., 2006. Phytoplankton im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette – 13 Jahre Remesotrophierung. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 16: 47–59.
- [30] Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergstrom, U., Lipcius, R. N. & Ysebaert, T., 2013. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science* 71 (3): 648–665. DOI: [10.1093/icesjms/fst152](https://doi.org/10.1093/icesjms/fst152).
- [31] Tomczak, M. T., Szymanek, L., Pastuszak, M., Grygiel, W., Zalewski, M., Gromisz, S., Ameryk, A., Kownacka, J., Psuty, I., Kuzebski, E., Grzebielec, R. & Margoński, P., 2015. Evaluation of trends and changes in the gulf of Gdańsk ecosystem — an Integrated Approach. *Estuaries and Coasts* 39: 593–604. DOI: [10.1007/s12237-015-0026-4](https://doi.org/10.1007/s12237-015-0026-4).
- [32] Tonn, C., Buczko, U. & Jurasinski, G., 2019. Schilfröhricht als Schnittstelle zwischen Land und Wasser. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 75–84.
- [33] Wulff, F. & Ulanowicz, R. E., 1989. A comparative anatomy of the Baltic Sea and Cheseopeake Bay ecosystem. In: Wulff, F., Field, J. G. & Mann, K. H., (Hrsg.) *Network analysis in marine ecology*. Springer-Verlag, Berlin.
- [34] Wurm, B, Lotze, H. K. & Sommer, U., 2000. Coastal food web structure, carbon storage, and nitrogen retention regulated by consumer pressure and nutrient loading. *Limnological Oceanographer* 45: 339–349.

Maximilian Berthold¹ & Rhena Schumann¹

¹ Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Biologische Station Zingst, Mühlenstraße 27, 18374 Zingst

maximilian.berthold@uni-rostock.de

Die Produktionssteuerung innerer Küstengewässer durch Nährstoff- und Fraßmanipulation



Mesokosmosexperimente zur Auswirkung der Makrophytenbesiedlung auf die Phosphorflüsse vom Sediment in die Wassersäule (Kirrbucht, 2011).

Innere Küstengewässer sind komplexe Ökosysteme, welche durch dynamisch wechselnde Umweltfaktoren wie z. B. Süß- und Salzwasser, Licht und Nährstoffe beeinflusst werden. Damit lassen sich Ursachen und Wirkungen innerhalb des vorhandenen ökologischen Zustands nicht immer auf einen Faktor zurückführen. Ein verbessertes Systemverständnis ist daher notwendig, um mögliche Restaurationsbemühungen und Ökosystemleistungen bestimmen zu können. Dafür wurden zwei Ansätze verfolgt: Langzeitdatenauswertung sowie experimentelle Ansätze. Die Langzeitdatenauswertung zeigte, dass Nährelemente wie Phosphor, immer noch in hohem Maße in die Küstengewässer gelangen, was die Stabilität des jetzigen Ökosystemstatus erklären kann. Die Manipulation der Nahrungsnetze in den Zingster Mesokosmen zeigte hingegen, dass Fische und kleine Krebse bei gleichbleibend hohen Nährelementfrachten das Algenwachstum doch limitieren konnten. Welche Regulationsmechanismen diese Fraßkontrolle im eigentlichen Ökosystem verhindern, kann jedoch nicht abschließend beantwortet werden.

1 Einleitung

Die starke Nutzung innerer Küstengewässer führte zu Änderungen der Ökosystemstruktur und -funktion. Die Trübung des Wasserkörpers nahm durch vermehrtes Wachsen des Phytoplanktons stark zu [10]. Allerdings ist nicht bekannt, ob und wie die ursprünglichen Zustände, im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie, wiederhergestellt werden können.

Hier sollen zeitliche und räumliche Variabilitäten der Nährstoffverfügbarkeiten und -bedürfnisse des Phytoplanktons in den inneren Küstengewässern beschrieben werden. Besonders im Fokus standen neben der „Bottom-Up“-Regulierung, der Steuerung des Phytoplanktons durch Nährstoffe, auch die „Top-Down“-Kontrolle, also Fraßdruck durch kleine Krebse (z. B. Copepoden). Es geht darum, Anzeichen dafür zu finden, dass die geringeren Nährstofffrachten in das Ökosystem zu Veränderungen im Phytoplankton und der Primärproduktion geführt haben. Außerdem wird der Fraßdruck durch das Zooplankton experimentell überprüft, damit die Nahrungsnetzanalysen [13] unterstützt werden können. Zusätzlich wurden in Mesokosmosexperimenten (100 – 2000 l) weiteren Manipulationen im Nahrungsnetz unternommen, um auch komplexere Rückwirkungen weiterer biotischer Kompartimente, wie Makrophyten und größerer Konsumenten/Prädatoren, auf das Plankton aufzudecken.

Fraß auf das Phytoplankton wird innerhalb der Wassersäule hinsichtlich der Nährstoffe N und P fast komplett wiederverwendet und führt zu einem augenscheinlichen Gleichgewicht. Unterwasserpflanzen nehmen Nährstoffe aus dem Sediment auf und geben diese durch Fraß an die Wassersäule ab (Abb. 1), was ihre Rolle als Nährstoffbinder relativiert. Dieses hypothetische Konzept soll durch Experimente und Beobachtungen unterlegt werden.

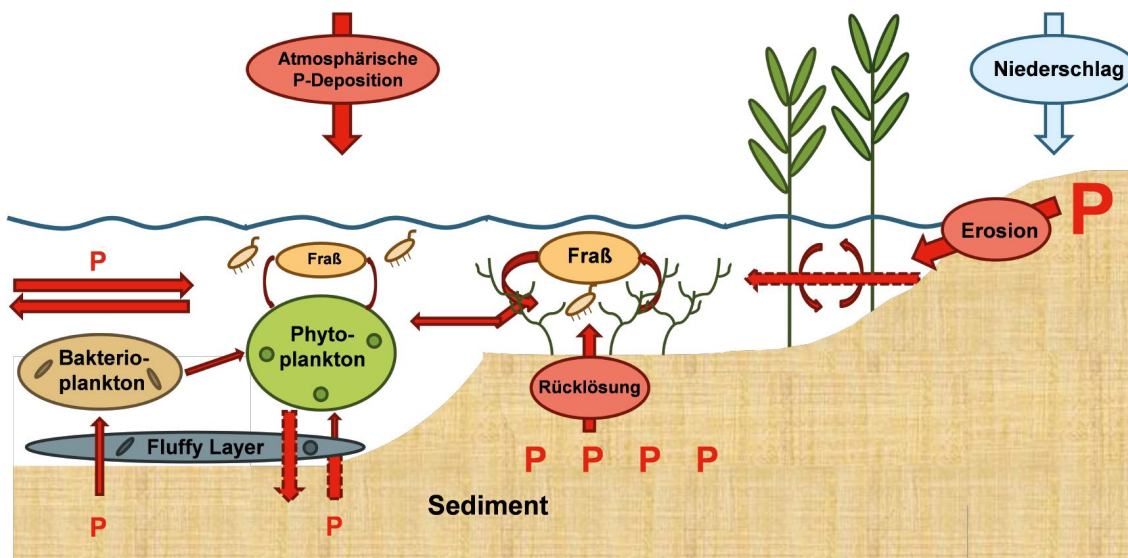


Abb. 1: Graphische Zusammenfassung der untersuchten Stoffflüsse innerhalb und außerhalb der Wassersäule. Niederschlag (Trocken- und Feuchtdeposition) wirkt direkt auf den Wasserkörper und indirekt durch Erosion im Einzugsgebiet. Schilfgürtel am Rand wirken zeitweise als Puffer oder Quelle für Nährelemente. Punktquellen für Nährelemente sind über die letzten Jahrzehnte stabil. Rücklösungen von Phosphor aus dem Sediment ist durch eine hochmobile Schicht (Fluffy Layer) und hohe Sauerstoffkonzentrationen im Wasser reduziert. Fraß auf das Phytoplankton wird innerhalb der Wassersäule fast komplett recycelt und führt zu einem augenscheinlichen Gleichgewicht. Unterwasserpflanzen nehmen Nährelementen aus dem Sediment auf und geben diese durch Fraß an die Wassersäule ab.

Aus diesen Ergebnissen können sich Handlungsempfehlungen für z. B. Düngungszeiträume im Umland, Manipulationen der Nahrungsnetze durch gezielte Entnahme oder Besatz von Fischen, ableiten lassen. In diesem Zusammenhang muss diskutiert werden, ob einige innere Küstengewässer einen „alternativen stabilen Zustand“ erreicht haben, der nur schwer änderbar ist und ebenso wie ein durch Unterwasservegetation dominiertes System einen guten ökologischen Zustand darstellt bzw. hohe Ökosystemleistungen erbringt.

2 Ergebnisse

2.1 Bottom-Up-Steuerung – Eutrophierung

Die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) ist ein seit über 700 Jahren menschlich stark genutztes System. Daher lassen sich nicht ohne weiteres Referenzzustände für einen „guten ökologischen Zustand“ ableiten. Lampe et al. [11] beschrieben die menschlich beeinflusste Sedimentdicke in Teilen des Saaler Boddens auf bis zu 1 m. Diese Sedimentschicht wäre unter normalen Umständen erst innerhalb von bis zu 1000 Jahren oder länger entstanden. Die frühesten Beschreibungen eines „Umkippen“ des Saaler Boddens wurde aus dem Jahr 1932 von Rumphorst berichtet [16]. Damals starb innerhalb eines Sommers die komplette Unterwasservegetation ab und das Phytoplankton begann zu dominieren. Die Unterwasservegetation konnte sich nicht wieder etablieren, da die erhöhte Trübung und die anschließend regnerischen Jahre mit wahrscheinlich hohen Nährstofffrachten das Phytoplankton begünstigten. In den darauffolgenden Jahren wurden bis zu $130 \mu\text{g Phosphor pro Liter}$ ($130 \mu\text{g TP l}^{-1} = 4,2 \mu\text{mol l}^{-1}$) gemessen [9]. Noch höhere Konzentrationen wurden punktuell nur in den 1970er bis 1980er Jahren gefunden. Maxima von $10 - 20 \mu\text{mol l}^{-1}$ ($310 - 620 \mu\text{g TP l}^{-1}$) traten nur in den frühen 1970er Jahren auf [18 (Abb. 3)]. Mittlerweile liegt der Langzeitmittelwert im Saaler Bodden wieder bei rund $130 \mu\text{g Phosphor pro Liter}$ [4]. Das bedeutet, dass die wahrscheinlich nötige Grenze zur Wiederherstellung des Zustands vor 80 Jahren noch nicht erreicht ist und noch deutlich unterschritten werden muss, um das Phytoplankton zu verändern.

Dennoch lassen sich Anzeichen einer gewissen Verbesserung im „ökologischen Zustand“ feststellen. Potentiell giftiges Phytoplankton oder etwa stickstofffixierende Cyanobakterien kommen seit der starken Nährstoffreduktion zu Beginn der 1990er Jahre nur noch selten vor [15]. Stattdessen kam es zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung im Phytoplankton spätestens zu Beginn der 1990er Jahre mit einer Dominanz sehr kleiner Phytoplanktonarten (Zellen $<2 \mu\text{m}$, [17, 18 (Abb. 6)], wobei die dominierenden Arten als *Cyanobium* (Abb. 2 & 3) beschrieben wurden [1]. Diese sehr kleinen Arten sind besonders an ständig wechselnde Licht- und Nährstoffbedingungen angepasst. Durch diese spezielle Artenzusammensetzung und die immer noch hohen Nährstoffkonzentrationen scheint jedoch eine plötzliche Verbesserung in Richtung höherer Unterwasservegetation unwahrscheinlich. Der "Tipping Point" in Richtung Klarwasser scheint durch die starken Rückkopplungsmechanismen immer noch nicht erreicht. Allerdings ist mehr Forschung in diese Richtung nötig, um den möglichen Verbesserungspunkt charakterisieren zu können.

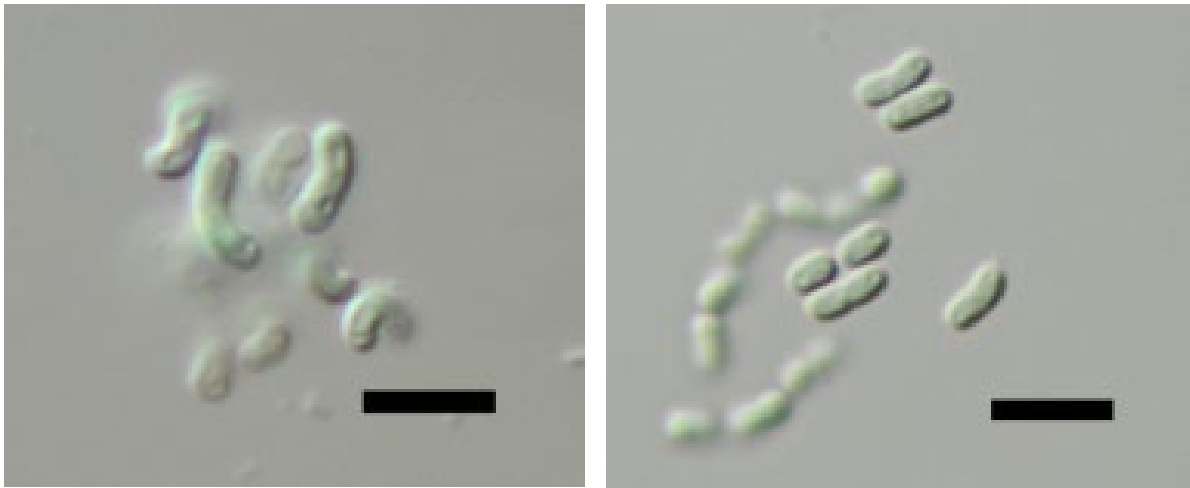


Abb. 2: Isolierte *Cyanobium*-Stämme aus der Darß-Zingster Boddenkette (links CZS 48 M, rechts CZS 48 K). *Cyanobium* kann bis zu 90% der Zellzahlen und des Biovolumens des gesamten Phytoplanktons ausmachen. (Fotos: Martin Albrecht. Skala: 5 µm)

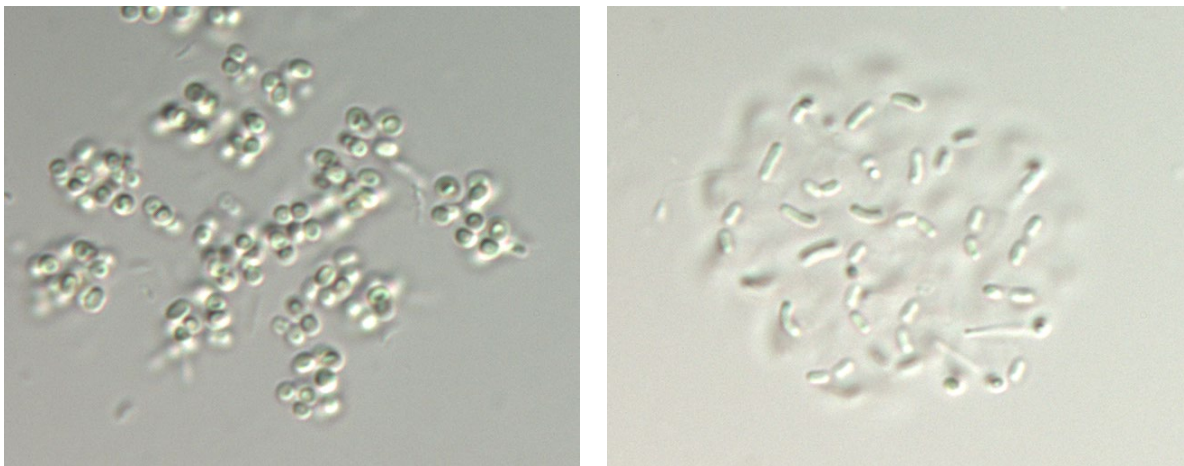


Abb. 3: Kolonien von Cyanobakterien aus der Darß-Zingster Boddenkette (ca. 20-30 µm Durchmesser), die sehr wahrscheinlich auch zur Gruppe der basalen und „einfachen“ α -Pico-cyanobakterien gehören.

Auch das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor in der Biomasse bzw. dem Seston aber auch in den frei verfügbaren Nährstoffen indiziert eine potentielle Phosphorlimitation. Als optimales Verhältnis für marines Phytoplankton werden 16 Stickstoffatome zu einem Phosphoratom beschrieben (Redfield-Ratio). In der Boddenkette liegt das Langzeitmittel bei ca. 36:1. Freies Phosphat wird nur in sehr geringen Konzentrationen von ca. 3 – 10 µg P l⁻¹ gemessen. Gleichzeitig zeigt das Phytoplankton durch hohe Phosphataseaktivitäten und eine schnelle Aufnahme von Phosphat einen hohen Bedarf an (Abb. 4). Berthold [2] konnte zeigen, dass die Phosphorversorgung im Saaler Bodden durch die Recknitz die meiste Zeit im Jahr ausreichend ist, während das Phytoplankton im Mittelteil der Bodden auf Phosphorpulse angewiesen ist. Diese Pulse können aus abiotischen Quellen entweder aus dem Umland [5], der Atmosphäre [6] und zum kleinen Teil aus dem Sediment kommen [8].

Das Umland, z. B. der Schilfgürtel können gleichzeitig als Quelle und als Senke für Phosphor dienen. Der Schilfgürtel kann saisonal sehr hohe Phosphormengen (bis zu 8 g TP m^{-2}) speichern [5]. In den kleinen Tümpeln im Schilfbereich kann aber auch Phosphat freigesetzt werden. Das Phytoplankton konnte über das Jahr verteilt nah am Schilfrand immer besser wachsen, als in der Mitte der Bodden (Abb. 4) [19].

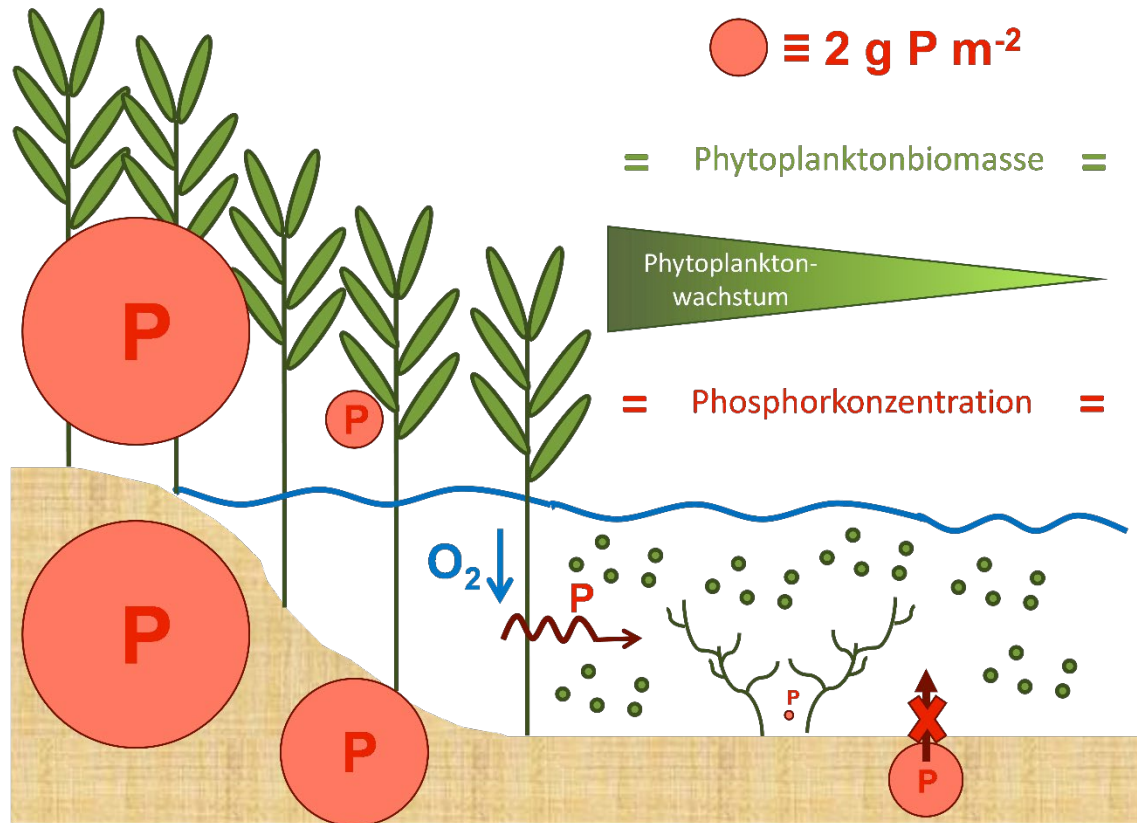


Abb. 4: Gespeicherte Phosphormengen entlang der Land-Wassergrenzfläche. Das Phytoplankton ist am Schilfrand das ganze Jahr über in der Lage zu wachsen.

Daraus leitet sich ab, dass sogenannte diffuse Quellen stärker berücksichtigt werden müssen. Zwar ist der Nordteil der Boddenkette Nationalpark, der Südteil wird jedoch intensiv landwirtschaftlich genutzt. Die angereicherten Nährstoffe, wie Stickstoff und Phosphor, können bei Starkregenereignissen durch Erosion direkt in die Küstengewässer gelangen. Diese Erhöhung der Nährstoffe wurde für alle Küstengewässer der deutschen, südlichen Ostseeküste beschrieben [4]. Gleichzeitig transportiert Niederschlag gelöste und partikelgebundene Nährstoffe direkt in die Wassersäule. Der Langzeitdatensatz der Biologischen Station Zingst (1995 – 2017) hat mittlere Phosphordeppositionsraten von 3 t Phosphat und 10 t Gesamtphosphor für die gesamte Boddenkette pro Jahr ergeben [6]. Damit ist der Eintrag von Gesamtphosphor über Niederschläge ungefähr die Hälfte der Flusseinträge, welche bis zu 20 t Phosphor pro Jahr in die Bodden transportieren [12]. Da in der Boddenkette zwischen 35 und 50 t Phosphor in der Wassersäule gebunden sind, machen diese beiden Größen schon 60 – 85 % der gesamten Phosphormenge im System aus. Das Sediment ist zumindest im Ostteil der Bodden nur eine geringe Quelle für Phosphor. Die interne, flächenmäßige Belastung liegt wahrscheinlich bei nur 0,2 – 0,7 g Phosphor pro Quadratmeter (ohne Saaler Bodden). Gleichzeitig zeigte das Sediment eine sehr hohe Bindungskapazität für Phosphor von bis zu 1,2 g Phosphor pro kg Sediment (Schlick). Diese

Bindungskapazität ist sehr viel höher, als die gemessenen Phosphat-Werte von 6 – 19 mg pro Quadratmeter (2 m Wassertiefe). Eine aktuelle Arbeit [7] konnte zeigen, dass sich die flächenmäßige Belastung der Sedimente mit Phosphor über 40 Jahre ebenfalls nicht geändert hat. Dieses Ergebnis ist überraschend, da die Phosphorfrachten seit mehr als 27 Jahren stark reduziert sind. Interessanterweise traten im gleichen Zeitraum invasive Würmer (*Marenzelleria* sp.) auf, welche hohe Besiedlungsdichten in den Sedimenten der Bodden erreichten (2000 – 8000 Individuen pro Quadratmeter) [20]. Diese scheinen das bis dahin wenig genutzte organische Material an der Sedimentoberfläche zu fressen. Diese Lebensweise konnte durch die Nahrungsnetzanalysen ebenfalls gezeigt werden [13]. Gleichzeitig erhöhen deren Gänge im Sediment die reaktive (oxische) Oberfläche auf das Zwei- bis Dreifache, wodurch wahrscheinlich mehr Phosphor bei niedrigeren Umgebungskonzentrationen gebunden werden konnte [14]. Einen starken Einfluss scheinen Erosionsereignisse von landwirtschaftlich genutzten Flächen zu haben, da die flächenmäßige Belastung mit Phosphor nicht in den Senken, sondern an den landwirtschaftlich genutzten Gewässerrändern der Bodden gefunden wurde.

Neben diesen theoretisch kontrollierbaren Stoffflüssen, gibt es noch biologische Kompartimente, welche die Freisetzung und Umsetzung von Phosphor in der Wassersäule begünstigen. Biologische Quelle für Phosphor wären die erwähnte enzymatische Aufspaltung, bei der Phosphat aus organischem Material durch Phosphatase freigesetzt wird, und ein saisonal unterschiedlicher Fraßdruck. Durch den Fraß von kleinen Krebsen und Rädertierchen kann es zu einer verstärkten Re-Mineralisierung kommen, was allerdings vom Phytoplankton sofort wieder in Wachstum umgesetzt wird. Vergleichende Experimente im Vitter Bodden und der Darß-Zingster Boddenkette haben gezeigt, dass das Phytoplankton jegliche Verluste durch Fraß mit einer ähnlichen hohen Wachstumsrate ausgleicht. Damit ist die Biomasse in der Wassersäule sehr stabil und die beschriebene Phosphor-Limitation scheint durch den hohen Umsatz ausgehebelt. Weiterhin gibt es starke Sukzessionen innerhalb der Krebs- und Rädertierchenpopulation über das Jahr (Abb. 5).

Das heißt, sie erreichen hohe Individuenzahlen, allerdings nur von kurzer Dauer. Um diesem Umstand zu untersuchen, wurden für drei Jahre die Zingster Outdoor Mesocosms (ZOOM) verwendet [3]. Dabei wurde der mittlere Teil der Bodden mit sehr stabilen Mesokosmen nachgebildet, welche mit Habitatwasser und -sediment gefüllt waren. Ziel war es, Ursachen für den fehlenden Fraßdruck zu finden. Dafür wurden die Nahrungsnetze manipuliert, um Schlüsselstellungen funktioneller Gruppen, z. B. der Rädertierchen, aufzudecken. Tatsächlich ließ sich mit einer geänderten Artenzusammensetzung eine starke Verringerung der Wassertrübung in allen drei Jahren erreichen. In allen manipulierten Mesokosmen nahm die Anzahl der Rädertierchen nicht ab, im Gegensatz zur Boddenkette (Abb. 6).

Gerade diese Rädertierchen sind aber von besonderer Bedeutung, da sie durch ihre Filtrierleistung sehr effizient Phytoplankton fressen. Insofern wäre ein Fraßdruck durch höhere trophische Ebenen u. U. nicht gut für einen höheren Fraßdruck auf das Phytoplankton. Das würde bedeuten, dass eine gezielte Fischentnahme, oder -besatz eine unterstützende Maßnahme zur Gewässersanierung der Darß-Zingster Bodden darstellt. Interessanterweise sind seit 1990 die Fangquoten für bestimmte Fischarten (Plötz, Blei) gesunken bei gleichzeitiger Einwanderung invasiver Arten (H. Winkler, persönliche Mitteilung). Es ist denkbar, dass diese Nahrungsnetzänderung einen Einfluss auf die anderen trophischen Ebenen hatte. Abschließende Ergebnisse werden aus der Berechnung der Netzwerkanalyse erwartet [13]. Damit kann dann überprüft

werden, ob zum Beispiel die Sand- und Strandgrundeln eine wichtige Stellung einnehmen, welche durch höhere trophische Ebenen abgeschwächt wird.

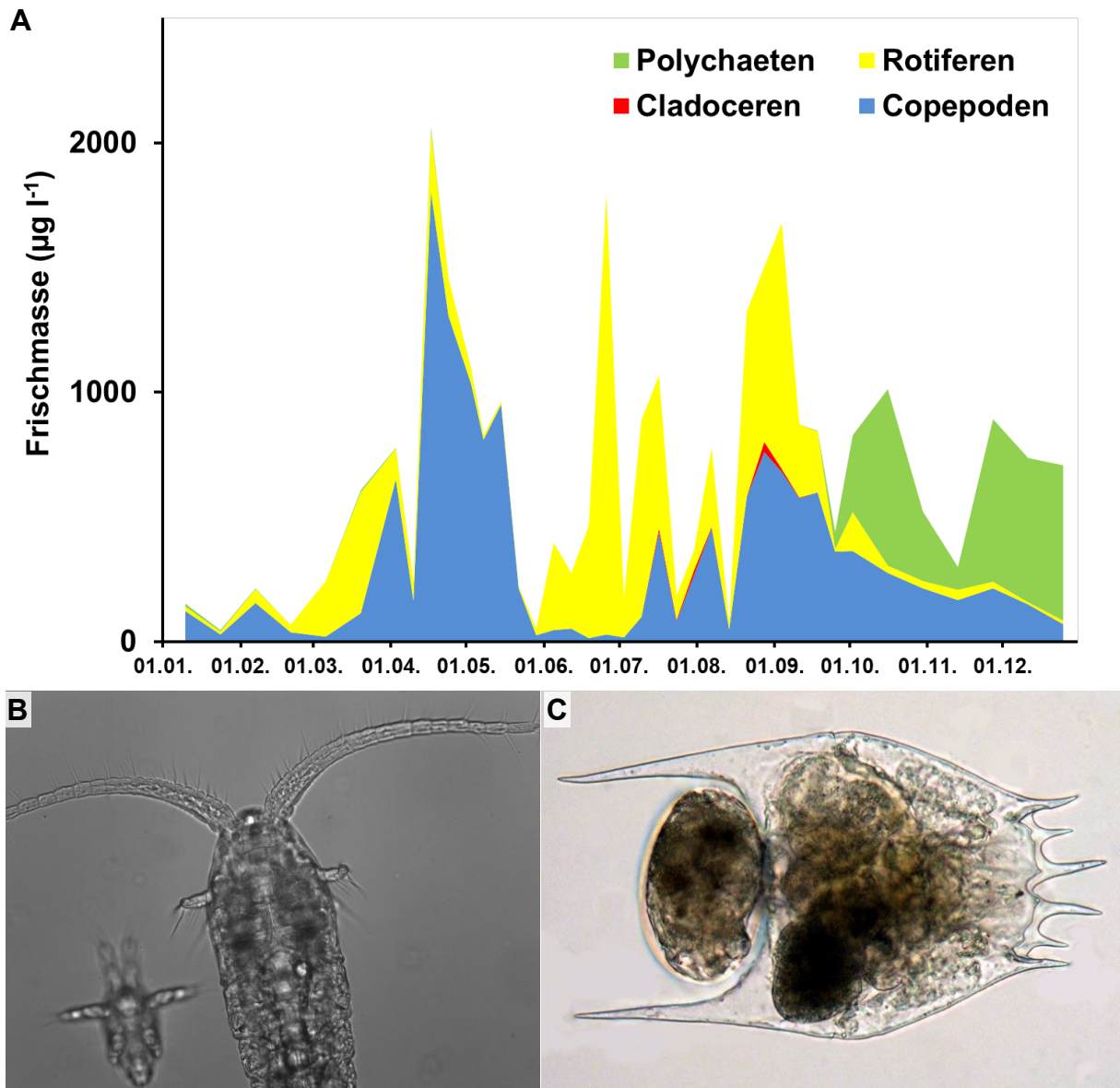


Abb. 5: **A:** Typischer Jahresgang des Zooplanktons 2012 mit einer Blüte der Copepoden im Frühjahr und im Herbst (Ruderfußkrebse, z. B. *Eurytemora* spp.), viele Rädertiere im Sommer (zunächst kleine Arten wie *Keratella tecta* und *Filinia longiseta*, später größere Arten, wie *Brachionus* spp.). **B:** *Eurytemora affinis* (Foto: Martin Feike). **C:** *Brachionus quadridentatus*. (Foto: Martin Feike)

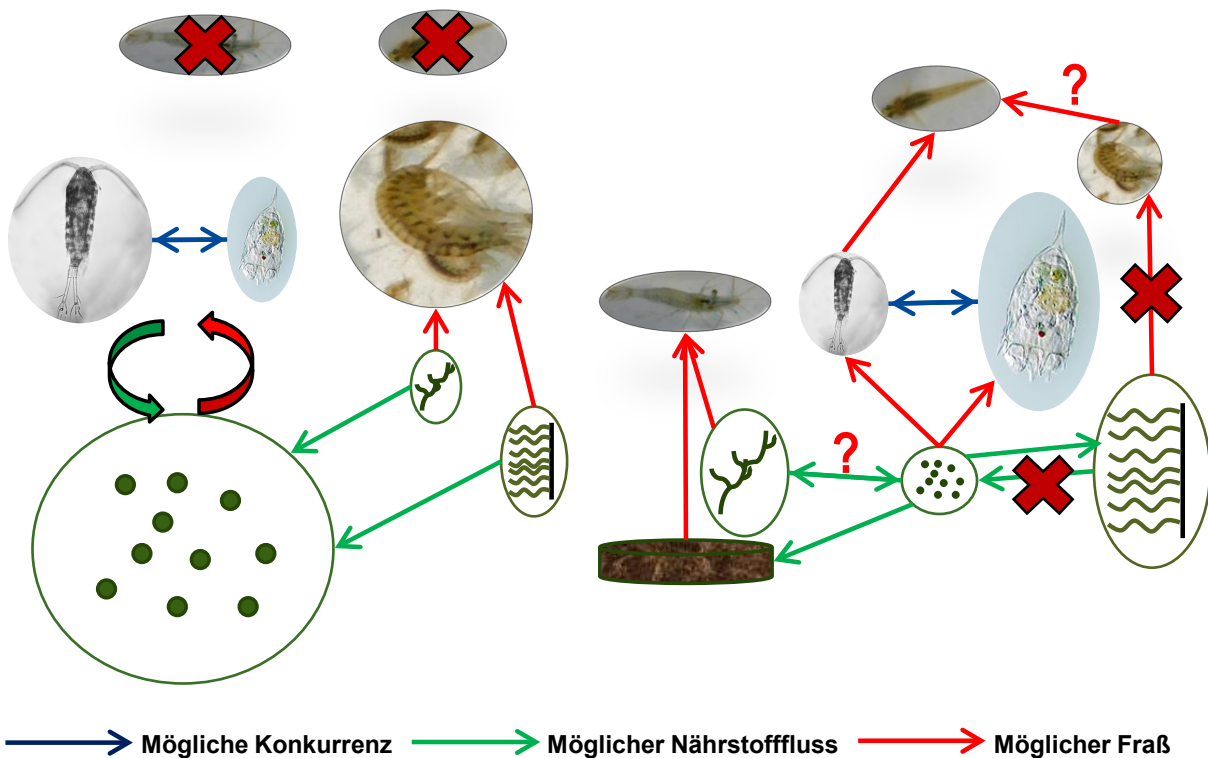


Abb. 6: Vereinfachtes Nahrungsnetz innerhalb der Zingster Outdoor Mesocosm (ZOOM) die zwischen 2015 und 2017 liefen. Mesocosmen ohne Fisch- und Krebspopulation wurden vom invasiven getigerten Bachflohkrebs kontrolliert. Rädertierchen waren unterrepräsentiert. Mesocosmen mit Fisch und Krebspopulation zeigten eine sehr hohe Rädertierchenpopulation und immer eine sehr geringe Phytoplanktonbiomasse.

3 Zusammenfassung

Die Darß-Zingster Boddenkette stellt trotz starker Phytoplanktondominanz ein sehr stabiles System dar. Die jetzige Artzusammensetzung hat sich wahrscheinlich erst aus den Restaurierungsbemühungen des Einzugsgebiets ergeben. Dass diese Dominanz bis heute nicht gebrochen ist, liegt auch an den stabilen äußeren Stoffflüssen. Zwar ist die Phosphorfracht auf nahezu den natürlichen Hintergrund gesunken, der Einfluss wird allerdings durch Puffermechanismen des Phytoplanktons gemindert. Eine Verbesserung ist in naher Zukunft nicht zu erwarten. Jedoch sollte erwähnt werden, dass die gegenwärtige Phytoplanktondominanz durch ihre internen Ökosystemfunktionen einige Ökosystemdienstleistungen zur Verfügung stellen, welche in einem anderen System u. U. nicht vorhanden wären:

1. Es gibt kaum freies Phosphat.

Durch die hohe Aufnahmekapazität des Phytoplanktons wird praktisch nur sehr selten freies Phosphat gemessen. Das bedeutet, dass auch nur wenig bioverfügbares Phosphat in die Ostsee gelangt.

2. Die Wassersäule ist stabil und mit Sauerstoff gesättigt.

Das liegt zum einen am flachen Wasserkörper und den Schwachlicht angepasstem Phytoplankton, das heißt sie produzieren selbst bei wenig Licht ausreichend Sauerstoff. Zusätzlich sinkt das Phytoplankton nur schwer ab und kann dadurch zusätzlich Nährstoffe aus allen Wassertiefen aufnehmen. Dieser stabile Zustand erlaubt es, dass

die Bodden eine sehr große Anzahl an Fischen beherbergen können. Diese kommen wiederum der örtlichen Fischerei zugute.

3. Das Nahrungsnetz hat sich darauf eingestellt.

Wie schon beschrieben, funktioniert das Nahrungsnetz der Darß-Zingster Bodden auf Grundlage des hohen Anteils an organischem Material, welches durch das Phytoplankton produziert wird. Gleichzeitig ermöglichen die Nutznießer, also bodenlebende Würmer, wahrscheinlich die gleichbleibend hohe Phosphorfilterfunktion des Sediments. Daher gilt:

4. Die Bodden sind ein Filter.

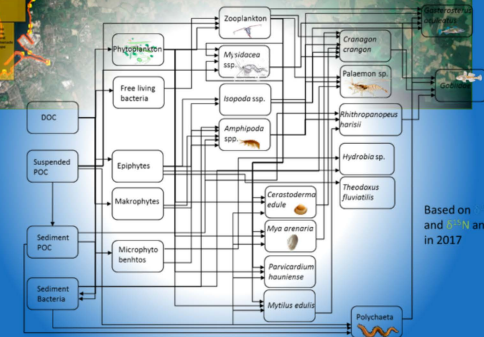
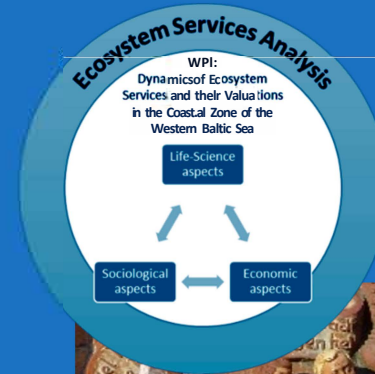
Die Bodden haben sich zu einem effizienten Nährstofffilter entwickelt, der im jetzigen Rahmen der Phytoplanktondominanz funktioniert. Das bedeutet allerdings nicht, dass eine Phytoplanktondominanz *per se* „besser“ oder „schlechter“ ist, als ein durch Unterwasservegetation dominiertes System. Zwar hat die Darß-Zingster Boddenkette keine hohe Sichttiefe, was vielleicht die touristische Nutzung mindert, dafür übernimmt sie als Filter in Zeiten der unter Druck stehenden Ostsee eine wichtige Funktion. Zukünftige Restaurierungs- und Sanierungsbemühungen stehen zusätzlich vor der Aufgabe, Nährstoffreduktionen in geeigneten Verhältnissen durchzuführen. Das heißt, dass bei zu starker Stickstoffreduzierung eine Blüte giftiger Algen denkbar ist, wie es in der Ostsee jedes Jahr beobachtet werden kann. Insgesamt stellt die Darß-Zingster Boddenkette ein sehr stabiles Küstenökosystem dar, auch wenn Element- und Energieumsätze schneller ablaufen, als in anderen ebenfalls stabilen Systemen wie z. B. die Westrügensch Bodden vor Hiddensee.

Literatur

- [1] Albrecht, M., Pröschold, T. & Schumann, R., 2017. Identification of Cyanobacteria in a Eutrophic Coastal Lagoon on the Southern Baltic Coast. *Frontiers in Microbiology* 8: 1–16. DOI: [10.3389/fmicb.2017.00923](https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00923).
- [2] Berthold, M., 2016. The influence of phosphorus on the eutrophication process in the Darß-Zingst Bodden chain. DOI: [10.18453/rosdok_id00002106](https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002106).
- [3] Berthold, M., 2018. Take a ZOOM into eutrophication of coastal water bodies – The Zingst Outdoor Benthocosms. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 28: 29-43.
- [4] Berthold, M., Karsten, U., von Weber, M., Bachor, A. & Schumann, R., 2018. Phytoplankton can bypass nutrient reductions in eutrophic coastal water bodies. *Ambio* 47 (1): 146–158. DOI: [10.1007/s13280-017-0980-0](https://doi.org/10.1007/s13280-017-0980-0).
- [5] Berthold, M., Karstens, S., Buczko, U. & Schumann, R., 2018. Potential export of soluble reactive phosphorus from a coastal wetland in a cold-temperate lagoon system: Buffer capacities of macrophytes and impact on phytoplankton. *Science of The Total Environment* 616–617: 46–54. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.10.244](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.244).
- [6] Berthold, M., Wulff, R., Reiff, V., Karsten, U., Nausch, G. & Schumann, R., 2019. Magnitude and influence of atmospheric phosphorus deposition on the southern Baltic Sea coast over 23 years: implications for coastal waters. *Environmental Sciences Europe* 31:27. DOI: [10.1186/s12302-019-0208-y](https://doi.org/10.1186/s12302-019-0208-y).
- [7] Berthold, M., Zimmer, D., Reiff, V. & Schumann, R., 2018. Phosphorus Contents Re-visited After 40 Years in Muddy and Sandy Sediments of a Temperate Lagoon System. *Frontiers in Marine Science* 5: 1–14. DOI: [10.3389/fmars.2018.00305](https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00305).
- [8] Bitschofsky, F., 2016. Phosphorus dynamics in sediments of Darß-Zingst Bodden Chain, a eutrophic estuary in the southern Baltic Sea. Available at: http://rosdok.uni-rostock.de/resolve/id/rosdok_disshab_0000001782.

- [9] Gessner, F. (Hrsg.), 1957. Meer und Strand (2. Aufl.). Berlin: VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften.
- [10] Gunderson, L. H., 2000. Ecological Resilience – in Theory and Application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 425–439.
- [11] Lampe, R., Baudler, H., Schumann, R. & Buckmann, K., 2013. Restaurierung Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) – Bilanzierung des Wasser- und Detritus-Austausches in der DZBK. Greifswald.
- [12] LUNG, 2013. Zur Entwicklung und zum Stand der Nährstoffbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Berichte zur Gewässergüte*. Güstrow.
- [13] Paar, M., Li, H.-T. & Blindow, I., 2019, Die Rolle der Unterwasservegetation im Nahrungsnetz der Küstengewässer. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 85–98.
- [14] Renz, J. R. & Forster, S., 2014. Effects of bioirrigation by the three sibling species of *Marenzelleria* spp. on solute fluxes and porewater nutrient profiles. *Marine Ecology Progress Series* 505: 145–159. DOI: [10.3354/meps10756](https://doi.org/10.3354/meps10756).
- [15] Schiewer, U., 2007. Darß-Zingst Boddens, Northern Rügener Boddens and Schlei. In: Schiewer, U. (Hrsg.), *Ecology of Baltic coastal waters*. Springer Berlin, Heidelberg, 35–86.
- [16] Schlunbaum, G., Baudler, H., Krech, M. & Kwiatkowski, B. (Hrsg.), 2000. Die Darß-Zingster Bodden - eine Studie (2. Aufl.). Güstrow: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- [17] Schumann, R., 1993. Zur Rolle des Pico- und Nanophytoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß - Zingster Boddenkette.
- [18] Schumann, R., Berthold, M., Blindow, I., Müller, F., Paar, M. & Schubert, H., 2019, Küstengewässer, deren Stoffkreisläufe, Energieflüsse und Nahrungsnetze – eine Einführung. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 55–74.
- [19] Tonn, C., Buczko, U. & Jurasinski, G., 2019, Schilfröhricht als Schnittstelle zwischen Land und Wasser. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 29: 75–84.
- [20] Zettler, M. L., 1996. Successful establishment of the spionid polychaete, *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873), in the Darss-Zingst estuary (southern Baltic) and its influence on the indigenous macrozoobenthos. *Archive of Fishery and Marine Research* 43: 273–284.

Kostocker Meeresbiologische Beiträge



Based on and in 2017

BACOSA- Synthese
Baltic Coastal System Analysis
and Status Evaluation

Heft 29

