

# Rostocker Meeresbiologische Beiträge



**Baltic Coastal System Analysis  
and Status Evaluation  
(BACOSA)**

**Heft 25**



## Introduction

This issue of the “Rostocker Meeresbiologische Beiträge” contains articles that arose or were inspired by the BMBF-project BACOSA (Baltic Coastal System Analysis and Status Evaluation). BACOSA analyses spatial and temporal changes in phosphorus flows of macrophyte dominated coastal ecosystems of the Baltic Sea. Using the example of the Darß-Zingst Bodden Chain (a series of shallow coastal bays in the southern Baltic Sea, Germany) and the shallow waters near the island of Hiddensee, nutrient transport, sediment dynamics and interactions between pelagial and benthal are studied in detail. The collected data will characterize the role of macrophytes as sediment stabilizer and buffer for terrestrial nutrient input.

High nutrient inputs into the shallow coastal lagoons of the Baltic Sea led to eutrophication and loss of underwater vegetation cover in the 1970s. Since 1990, nutrient loads have been reduced, but the system is still turbid and phytoplankton biomass is high. However, underwater vegetation re-established in the past years. Interactions between benthal and pelagial in the system are still poorly understood. The investigations of the BACOSA-project, of which first results are presented in this issue, comprise sedimentation and resuspension rates inside reed beds (page 41) and inside as well as outside of macrophyte stands (page 73). The submerse vegetation is mapped (page 105) and biomass and production are assessed (page 93). Phosphorus flows in reed beds and between sediment and pelagial are another focus of the project (page 119). In addition, new methods are tested and established (page 7 and page 73).

The BACOSA-project stands out due to its collaboration of biosciences with the economic and social sciences. Another important subproject of BACOSA deals with the assessment of ecosystem services of the inner coastal bays of the Baltic Sea (page 133). Retention and storage of nutrients are only two examples for important ecosystem services provided by coastal ecosystems. Considering the total catchment area, further services, such as food production and tourism, add to the list. The monetary assessment of these services together with the results of field measurements will be an important tool in political and social decision-making.

BACOSA is a cooperation of the three universities of Rostock, Greifswald and Kiel. It is part of the research association Coastal Research North Sea/Baltic Sea (KüNO) of the BMBF framework programme FONA. The results of the project build an important basis for the assessment of the environmental status of coastal ecosystems in the context of the EU Water Framework Directive (WFD) and the Marine Strategy Framework Directive (MSFD).

Rostock, 2015

Maike Piepho

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Str. 3, 18051 Rostock  
maike.piepho@uni-rostock.de

Maximilian BERTHOLD\*, Dana ZIMMER & Rhena SCHUMANN

\*University of Rostock, Applied Ecology and Phycology, D-18051, Rostock, Germany  
maximilian.berthold@uni-rostock.de

## A simplified method for total phosphorus digestion with potassium persulphate at sub-boiling temperatures in different environmental samples

### Abstract

An alternative digestion method for total phosphorus determination at sub-boiling temperatures (90 °C) was tested successfully for seston samples and adapted also to sediment and plant ashes. The digestion reagent consists of alkaline and acid potassium persulphate. Only rather simple laboratory equipment is necessary: muffle furnace for dry matter, oven and a photometer. The comparably small reaction vessels (30 ml PFA tubes for seston and 20 ml glass tubes for ashes) allow treating many samples at once. Some seston samples were better digested under long sub-boiling condition. There were no significant differences between HCl and acid persulphate digestion for sediments. P concentrations found in e.g. *Chara* spp. ranged between 1.3 and 2.0 mg g dry mass<sup>-1</sup>, which is comparable with concentrations in the literature. New determination limits were equal or better than the high temperature digestions. Best data sets amounted to 0.12 and 0.19 µmol l<sup>-1</sup> for alkaline and acid persulphate, as determination limits respectively. Combined standard uncertainties were 8.7 and 12 % for both digestion agents under sub-boiling conditions.

**Keywords:** phosphorus, digestion, persulphate oxidation, molybdenum blue, sediment, macrophytes

## 1 Introduction

There are many different methods for total phosphorus (TP) digestion from sediments, soil, water and organisms tissue (e.g. ANDERSEN 1976; HANSEN & KOROLEFF 1999; SCHIEFERSTEIN 1999). Phosphorus compounds must be converted into phosphate, which is determined photometrically. Alternatively, a digestion into dissolved phosphorus compounds is sufficient, if they are detected by inductively coupled plasma (ICP, e.g. MUNTER 1990). ICP is mainly used in soil (e.g. JONES 1998) and plant sciences. Marine biologists, biogeochemists and limnologists prefer photometry (HANSEN & KOROLEFF 1999; JARVIE et al. 2002; GIMBERT et al. 2007). Most disciplines have developed their own digestion methods due to different needs in measurement ranges, operability and laboratory equipment. Consequently, reproducibility and determination limits are different or remain to be compared.

The chemical wet digestion is the most commonly applied method and uses always a concentrated acid and often an oxidation agent. Acids are hydrochloric acid (ANDERSEN 1976; ASPILA et al. 1976) or sulphuric acid (HEDLEY et al. 1982) for soil and marine sediments, nitric acid for plants and macrophytes (SCHIEFERSTEIN 1999; BRAGATO et al. 2006; GONZÁLES-ALCARAZ et al. 2012), sulphuric acid (HANSEN & KOROLEFF 1999) and perchlorate acid (STRICKLAND & PARSON 1972) for water samples. Nitric acid is problematic, because high concentrations of nitrate may interfere with the phosphate determination by molybdenum blue (HANSEN & KOROLEFF 1999). Perchloric acid is a very strong acid with strong oxidising properties. Therefore, high laboratory safety standards are necessary for this procedure. Most often, high-temperature digestion is assisted by high pressure in a microwave or autoclave (e.g. ASPILA et al. 1976).

Additional oxidation agents support digestion and remove background colour, e.g. extracted chlorophyll or phaeopigments. Such agents are hydrogen peroxide (HEDLEY et al. 1982; BRAGATO et al. 2006) or potassium persulphate (MENZEL & CORWIN 1965; ASPILA et al. 1976; HANSEN & KOROLEFF 1999). High temperature and / or a high pressure promote a good and quick phosphate recovery. A laboratory microwave is a suitable apparatus for these requirements, although it is very expensive in acquisition. Sometimes, a UV-degradation is used to meet these requirements (ARMSTRONG et al. 1966; MCKELVIE et al. 1989).

Alternatively, digestions function at sub-boiling temperatures, when the reaction time is long enough. HUANG & ZHANG (2009) introduced a new digestion method at sub-boiling temperatures (90 °C) with neutral persulphate for total phosphorus in water samples. Only low budget equipment is needed: an oven and reaction tubes, which do not need to hold high pressure (and are not so costly). Moreover, the batch can be as large as can be handled for neutralisation the next day. This is under our conditions ca. 70 digestions. Most laboratory microwaves treat at once 10-40 samples. Therefore, we tested if this method is good enough for water samples of highly turbid waters.

We adopted the acid digestion and persulphate digestion for sediment ashes from sediment fractionation (HUPFER et al. 1995 and references cited therein) and tested the sub-boiling treatment. Additionally, other materials were tested, e.g. plant and algal material. Different reaction times and temperatures were applied to sediments, water and plant samples. The digestion of dried (and not combusted) material is common in plant and soil science. Therefore, dried mass was compared to ashes. Digestion efficiency, reproducibility and determination limits were measured for all methods. Finally, all samples were neutralised after digestion, which is often not done (*cf.* Tab. 2). Especially the acid persulphate digestion samples may be too acidic, which hinders the molybdenum blue reaction (GOING & EISENREICH 1974; PAI et al. 1990).

The aim was to find a harmonised method for as many sample types as possible, which works without specialised equipment, is low cost and robust as well as rather easy to learn. This paper shows the first results of the effort to include many different laboratories and disciplines.

## 2 Material and Methods

### 2.1 Study area

The Darß-Zingst Bodden chain (DZBC) is a shallow estuary at the Southern Baltic coast. The DZBC consists of four basins called “Bodden”. The mean water depth is around 2 m (SCHLUNGBAUM 1994). The Zingster Strom is the deepest part, which connects the two innermost boddens. The Grabow is the outermost water body (sampling place Dabitz) with the strongest influence of Baltic Sea water. The Bodstedter Bodden (place Michaelsdorf) is one of the inner water basins, which have the highest seston and phytoplankton biomass (SCHUMANN et al. 2001). Some samples were taken at various regions at the outer Baltic coast (from Flensburg in the west to Lubmin in the east) and had seston contents compared to the Baltic Sea samples. All those sites are much less eutrophicated compared to the rather closed DZBC. Sediments were taken only at shallow sites (< 2 m depth), where macrophytes can grow or were present. All nearshore sites had fine sandy sediments with LOI <2%, which seems rather unchanged since the 1970s (e.g. NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1993).

Data for quality management originated from monitoring 2012 – 2014 of the Biological Station Zingst and from the project BACOSA in 2013 and 2014 (cf. Figure legends). The influence of pure water quality on DL and blanks cannot be excluded over the three years.

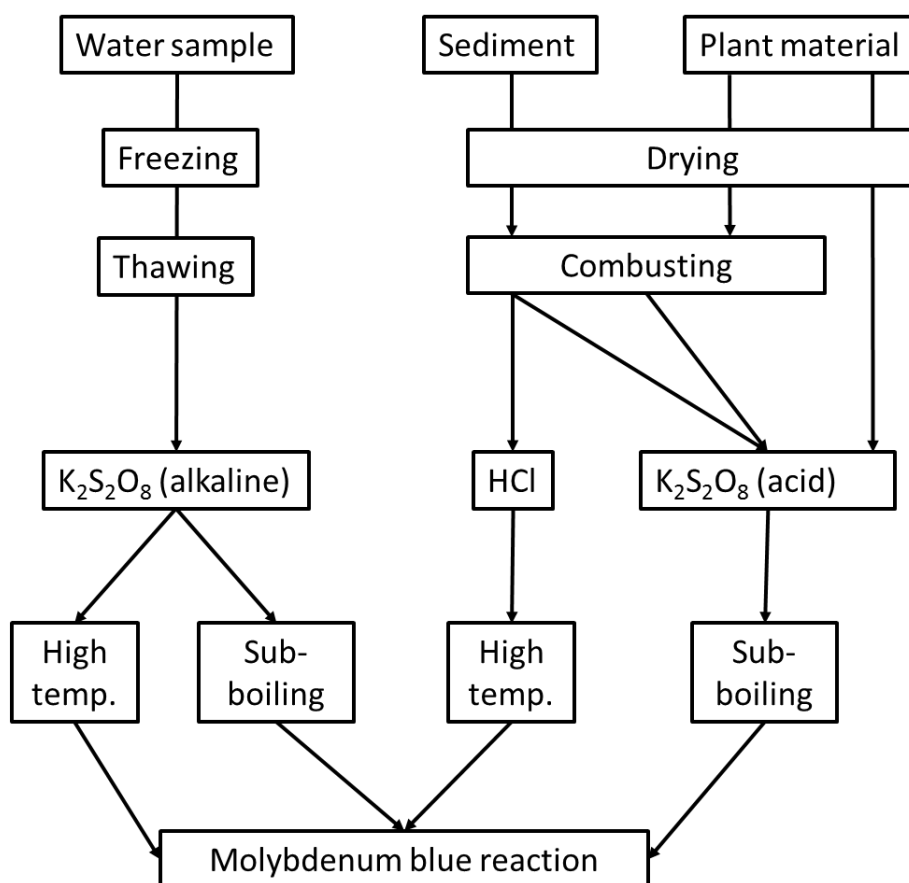
Water samples were taken at three sites in the DZBC (the two mentioned above and the Zingster Strom) and the six sites at the outer Baltic coast. Sediment cores were sampled in the Bodstedter Bodden and Salzhaff. Macrophytes originated from the DZBC only (Table 1).

Water samples of 50 ml were stored in polypropylene reaction tubes at -20 °C for at least 24 h. Sediments were taken with sediment corers (36 or 60 mm diameter). At least, five cores were separated into two horizons (0 – 2 cm and 2 – 5 cm) per sampling site (= 15 samples). Sediment was weighed wet and after drying at 105 °C for 24 h. The mass loss is the water content. Aliquots of the dried samples were combusted at 550 °C (muffel furnace, Heraeus) for 24 h. This mass loss (LOI, loss on ignition) corresponds to organic matter.

Submersed macrophytes (*Potamogeton pectinatus* (L.), *Myriophyllum* spp. (Ponted. ex L.), *Ruppia* spp. L., *Najas marina* (L.), *Chara tomentosa* (L. 1753) and *Chara* spp. (Gray)) were sampled in the Grabow (Tab. 1) at 0 – 1 m water depth. Macrophyte species or genera were determined and weighed separately. Mostly, above-ground parts were analysed. Samples were dried at 105 °C for 24 h. Parts of the dried samples were combusted at 550 °C (muffel furnace, Heraeus) for 4 h. Ashes and dry mass were used for all digestions in 4 replicates.

**Tab. 1:** Sampling sites, their coordinates and the salinity range (PSU) during sampling (2013-2014).

Sampling site	Coordinates	PSU
<b>Darß-Zingst Bodden Chain</b>		
Bodstedter Bodden	54° 22.30' N 012° 34.15' E	4 – 7
Zingster Strom	54° 25.77' N 012° 41.35' E	4 – 8
Grabow	54° 22.02' N 012° 48.36' E	6 – 10
<b>Outer coast</b>		
Geltinger Bucht	54° 45.14' N 009° 51.95' E	10
Orther Bucht	54° 32.68' N 011° 05.62' E	10
Salzhaff	54° 01.00' N 011° 32.00' E	11
Vitter Bucht	54° 33.48' N 013° 07.08' E	8 – 9
Griebener Bucht	54° 35.58' N 013° 08.04' E	8 – 9
Spandowhagener Wiek	54° 08.88' N 013° 42.18' E	3



**Fig. 1:** Work flow of sample treatments, digestion procedures and phosphorus determination. "High temperature" is digestion in a microwave (high pressure and temperature, 40 min.) or on a heating plate (sediment) with 120 °C to 220 °C for 15 - 20 min. "Sub-boiling" is digestion in an oven at 90 °C for 24 h at normal pressure (ca. 1 bar). K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>: Persulphate

## 2.2 Chemical analyses

Ultrapure water was used for P-determination of DM or ashes and for blanks. A biofilter, two activated carbon-filters, a cation filter, a percolator, an anion filter and a mixed bed filter containing anionic and cationic filter purified the water (Power Station Rostock). Final conductivity was  $< 0.05 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

**Tab. 2:** Original methods and adaptations performed here.

	Original method	pH	Source	Adaptation
<b>alkaline persulphate</b>	120 °C for 40 min, no neutralisation	12.5 (start) to 2.0 (end)	HANSEN & KOROLEFF (1999), HUANG & Zhang (2009)	90 °C for 24 h, neutralisation
<b>acid persulphate</b>	120 °C for 40 min, no neutralisation, 4,5 N H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	ca. 2	HANSEN & KOROLEFF (1999)	90 °C for 24 h, neutralisation, 9 N H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
<b>HCl</b>	220 °C for 20 min, no neutralisation	ca. 1	ANDERSEN (1976)	cooking for 20 min, with neutralisation

An alkaline persulphate solution digested water samples in tubes made of perfluoralkoxy-polymere (PFA). Initially, Oxisolv<sup>®</sup> (Merck) was the digesting agent (KÖTHE & BITSCH 1992). One spoon (delivered with the reagent powder, ca. 0.16 g) Oxisolv<sup>®</sup> was added to 15 ml sample (HANSEN & KOROLEFF 1999). Later, a 100 ml persulphate solution with 5 g (ca. 0.2 mM) K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>, 3 g (ca. 0.5 mM) H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> and 1.5 g (0.375 mM) NaOH was used instead of Oxisolv<sup>®</sup>. The digestion solution (1.5 ml) was added to 15 ml digestion solution (HANSEN & KOROLEFF 1999). The mixtures were digested in a laboratory microwave (Lavis-1000). Suspensions were heated up for 2 min at 120 °C and afterwards kept inside the microwave for 18 min followed again by 2 min heating and 18 min waiting. Afterwards, the vessels were rather hot and under pressure depending on the initial vessel temperature for another 5 min or longer. Finally, suspensions were treated in 20 ml PFA reaction vessels (AHF, Germany) for 24 h at 90 °C (HUANG & ZHANG 2009). Replicates were not measured regularly in earlier times. In this study, up to five replicates were investigated and are presented in range control charts.

Sediments and plant matter were digested in acid persulphate or the most common respective procedure (Fig. 1, Tab. 2). About 5 mg of plant ashes or 30 - 100 mg sediment ashes were weighed and placed into 20 ml glass tubes filled with 15 ml ultrapure water. DM was similar for sediment, but 10-20 more for biomass, because of its high LOI. Acid persulphate solution (1.5 ml) was added, which contained 5 g (0.2 mM) K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> and 5 ml 9 N (50 %) H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> in 100 ml ultrapure water. This solution contained a two times higher H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentration than in HANSEN & KOROLEFF (1999), which leads to a more efficient digestion of acid-labile P (not shown). Samples digested for 24 h at 90 °C. Corresponding sediment samples digested with 15 ml 1 N HCl for 20 min at 220 °C (Andersen, 1976). All these digestions were quadruplicated. The comparison of original or common digestion procedures for plant material (Tab. 2) is not complete yet.

All samples cooled down to room temperature. They were neutralised with nitrophenol as an indicator after alkalisation with ammonia (1 part concentrated ammonia plus three parts ultrapure water) for water samples or 1 M NaOH for all others and titration with 1 M HCl. Finally, water samples were brought to 25 ml and suspended material to 100 ml by adding ultrapure water.

Phosphate was determined as soluble reactive phosphorus (SRP) photometrically using the molybdenum blue reaction (HANSEN & KOROLEFF, 1999). A continuous flow analyser with a 5 cm cuvette (CFA, Alliance Instruments, MALCOLM-LAWES & WONG, 1990) measured SRP and digestion solutions of seston. SRP was measured in filtrates without scattering and the persulphate bleached the seston particles considerably. Additionally, the CFA is equipped with a so-called matrix photometer, which corrects for scattered light. All other samples were measured in a 5 cm cuvette (OG optical glass) at 885 nm with a spectral photometer (Hach-Lange, DR 3900). Dry matter (DM) or ash particles were not filtered (Tab. 2), because the few small sediment particles were mostly retained in the vessels upon neutralisation or sedimented rapidly in the cuvette and did not influence the result.

Each digestion batch included several blanks and two different P solutions (potassium dihydrogen phosphate, diphenylphosphate or glucose-6-phosphate, each  $10 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Standards and blanks were treated like normal samples like the respective samples. The phosphate standard was introduced years ago, as it did not always work to get more TP than SRP especially in anoxic samples of high concentrations ( $>10 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Nevertheless, we kept the routine, because this standard helps to find dilution mistakes (which happens often during training courses). Glucose-6-phosphate is an often-used standard, but it is very expensive. Diphenylphosphate worked as well. So far, we kept both for all tests, but will turn to diphenylphosphate in the future. Results were drawn into control charts.

### 2.3 Statistical and data evaluation

Determination limits (DL, also limit of quantification or LOQ, German: Bestimmungsgrenze) were calculated out of 10 blanks for each method (German: Leerwertmethode after DIN 32645; WELLMITZ & GLUSCHKE 2005). Detection limit (also limit of detection or LOD, German: Nachweisgrenze) is always  $1/3$  of DL under these conditions and will not be discussed separately in this work.

$$\text{DL} (\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}) = 9 \cdot \text{S}_B (\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}) \quad (\text{A})$$

$\text{S}_B$  = standard deviation of blanks ( $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ )

$$9 = 3 \cdot \Phi_{0,01} (\Phi \text{ for } 10 \text{ blanks} = 3)$$

Three types of control charts were drawn: blank charts with blanks of accompanying the digestion batches (not those of DL calculation), reference charts for all sorts of standards and range charts or standard deviation charts in % of arithmetic mean for reproducibility of samples (equation B or C). We decided to set blanks as sufficient, which were  $< \text{DL}$ , standards must stay within  $\pm 15\%$  tolerance limit and ranges as met, when within 15 % of range (compared to LUNG, State Agency for the Environment, Nature Conservation and Geology of Mecklenburg-Western Pomerania). The advantage of this documentation as control charts is that readers can interpret the results with the given or their own ranges.

$$\text{Range}(\%) = \frac{|\text{Maximum} - \text{Minimum}|}{\bar{x}} \cdot 100\% \quad (\text{B})$$

Range = (German: Spannweite) as the difference between the highest and lowest value for n=2

$\bar{x}$  = arithmetic mean

$$s_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (\text{C})$$

$s_x$  = standard deviation for n > 2 random samples out of a population (stabw in Excel 2007 or older, stabw.s from Excel 2010 on)

n = sample number

i = number of samples

$x_i$  = individual measurement / sample value

Reproducibility is characterised by the combined standard deviation of standards and samples (D).

$$s_c = \sqrt{s_{sa}^2 + s_{st}^2} \quad (\text{D})$$

$s_c$  = combined standard deviation

$s_{sa}$  = sample standard deviation

$s_{st}$  = standard deviation of standards

IBM SPSS Statistics 20 was used for statistical analysis. Shapiro-Wilk-test tested all the data on normal distribution. Man-Whitney-U-Test analysed all nonparametric, t-test all parametric data of sediment and plant material for significant differences. All results stated here as significant had a p-value of  $\leq 0.05$ .

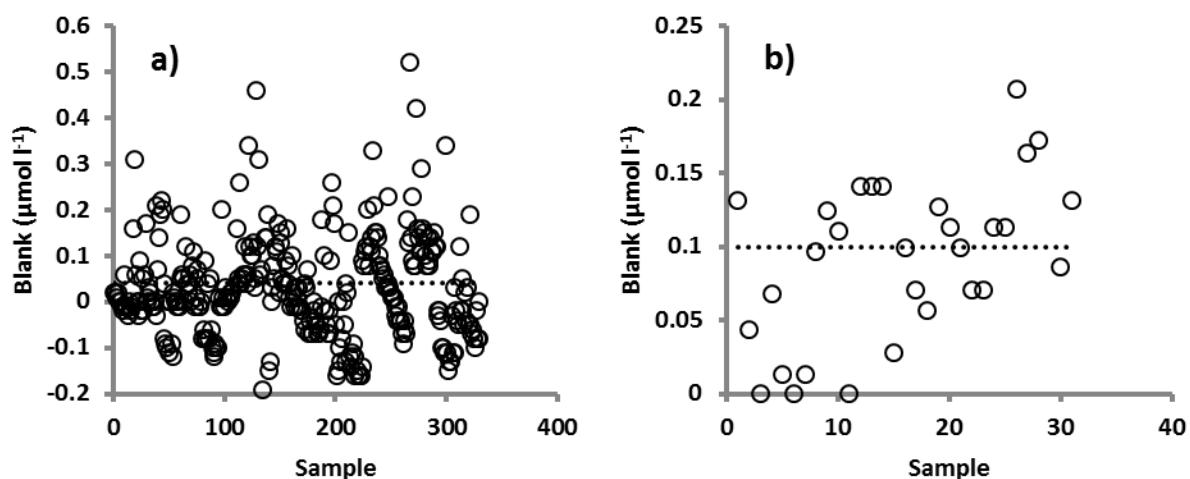
## 3 Results

### 3.1 Quality management

The DL for SRP was  $0.10 \mu\text{mol l}^{-1}$  under best conditions measured manually and reached  $0.04 \mu\text{mol l}^{-1}$  in CFA. Values in the upper range were from 2012 an improved over the next two years. In contrast, DL was about 5-times higher, when only a 1 cm cuvette was used. The DL of this measurement in a 1 cm cuvette was from aliquots of the best reading in 5 cm. The DL of the alkaline persulphate digestion (water samples) improved by an order of magnitude from Oxisolv<sup>®</sup> and persulphate in the microwave and was best after 24 h digestion at  $90^\circ\text{C}$  in PFA (Tab. 3). In glass vessels, the DL values were slightly higher.

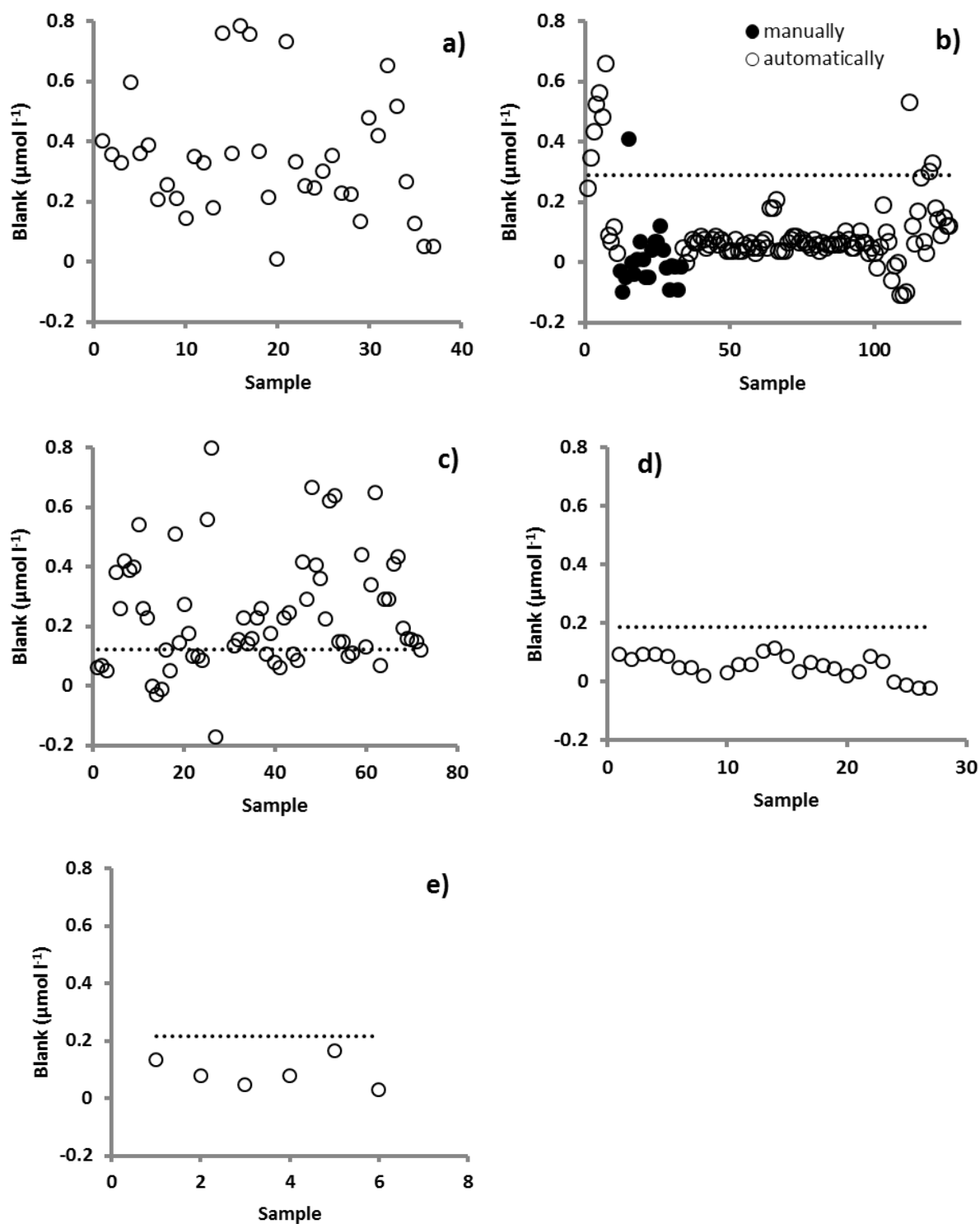
**Tab. 3:** Determination limit (DL in  $\mu\text{mol l}^{-1}$ ) for soluble reactive phosphorus (SRP), sub-boiling (90 °C) and high temperature (120 °C for Oxisolv® and alkaline persulphate, 220 °C for HCl) digestions for total phosphorus. PFA: perfluoroalkoxy-polymer, n = number of DL determinations

Digestion	Method	Reaction vessels	DL	n
without (SRP)	Photometer (5 cm cuvette)	glass or polyethylene tubes	0.10 - 0.55	11
	Photometer (1 cm cuvette)			
	Continuous flow analyser (5 cm cuvette)	glass capillary	0.04 – 0.29	15
High temperature	Oxisolv®	PFA	1.06 - 1.17	2
	alkaline persulphate	PFA	0.29 - 0.68	4
	HCl	glass flasks	0.22	1
Sub-boiling	alkaline persulphate	PFA	0.12 - 0.33	6
	acid persulphate	glass tubes	0.19 - 0.21	2



**Fig. 2:** Blank Control charts of SRP-measurement in ultrapure water measured a) in a continuous flow analyser (all data 2014, n = 344, median = 0.02  $\mu\text{mol l}^{-1}$ ) and b) manually (n = 30, median = 0.1  $\mu\text{mol l}^{-1}$ ). Dotted line: best determination limits.

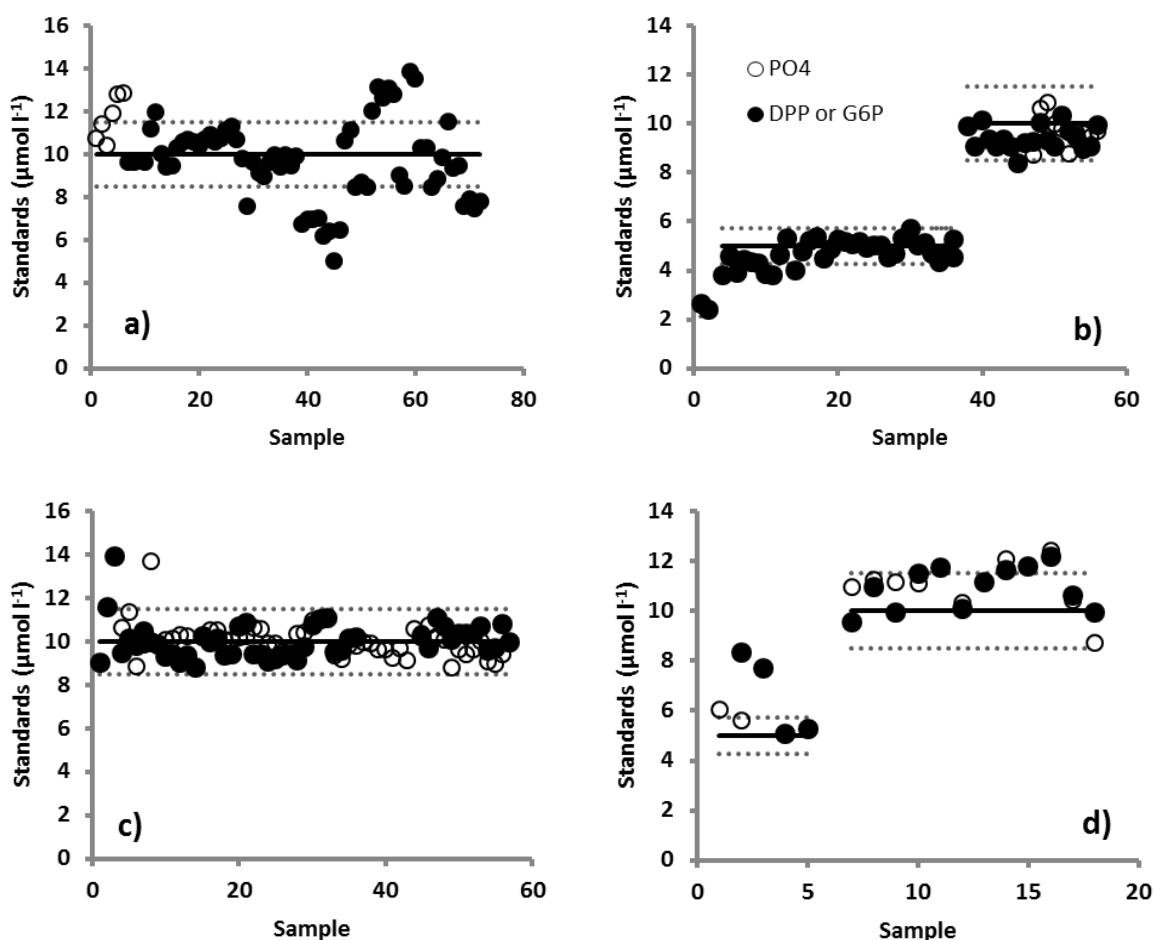
Blanks of SRP were often  $<$  DL (Fig. 2). However, many high blank values occurred with the CFA especially when the blank followed directly immediately high concentrations. The many negative values from the CFA could not be eliminated yet.



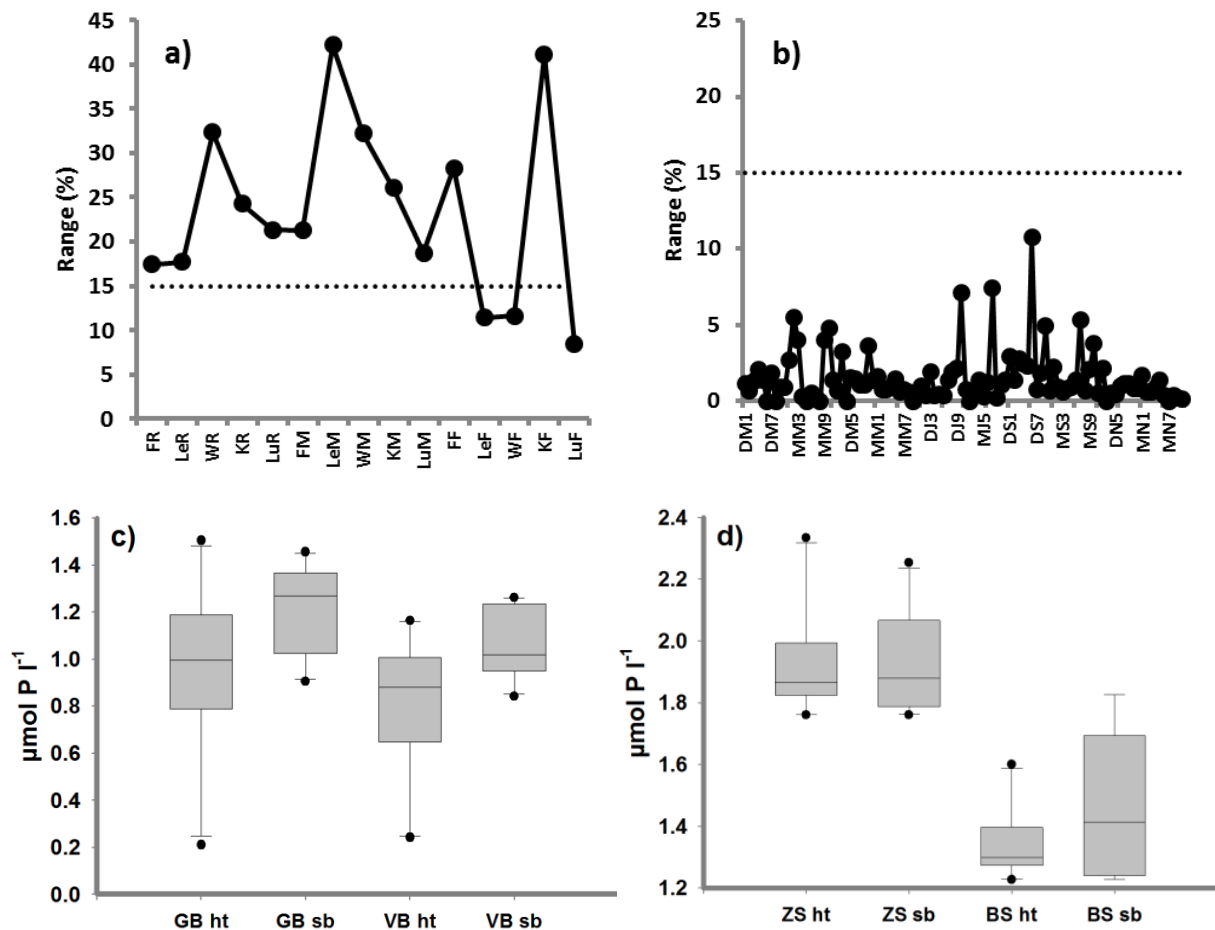
**Fig. 3:** Blank control charts (ultrapure water) during all digestions a) with Oxisolv® (data from monitoring 2012 and testing 2013,  $n = 37$ , median =  $0.33 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) and b) with alkaline persulphate in a microwave (data from monitoring and testing late 2013,  $n = 126$ , median =  $0.07 \mu\text{mol l}^{-1}$ ), c) sub-boiling digestion with alkaline persulphate (data from monitoring and project BACOSA 2014,  $n = 75$ , median =  $0.21 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) and d) with acid persulphate (data project BACOSA 2014,  $n = 26$ , median =  $0.06 \mu\text{mol l}^{-1}$ ), e) 1N HCl digestion on a heating plate (data project BACOSA 2014,  $n = 6$ , median =  $0.08 \mu\text{mol l}^{-1}$ ). a) to c) measured in the analyser and d) to e) determined manually. Dotted line: best determination limits.

The blanks for all samples digested in PFA vessels averaged at  $0.33 \mu\text{mol l}^{-1}$  with Oxisolv<sup>®</sup>,  $0.07 \mu\text{mol l}^{-1}$  with alkaline persulphate in the microwave and  $0.21 \mu\text{mol l}^{-1}$  in the sub-boiling treatment (Fig. 3 a-c). The declining noise of these blanks is reflected in the decreased DL. Unfortunately, there was another influence factor in this comparison. The blank control charts accompanied (logically) the respective measuring batches, which were conducted in 2012, 2013 and 2014, respectively. There were separate reaction tubes for blanks or samples in the microwave. This was not continued for the tubes of sub-boiling methods, because a contamination from previous samples is better observed with randomly used tubes. Negative blanks occurred again only in the CFA measurements. The high blanks may not only reflect DL of the methods, but eventually pure water quality. The manufacturer of persulphate was not changed. All acid digestions (so far) had lower DL and all blanks were measured in late 2013 and through 2014 manually (control charts, Fig. 3 d-e).

Oxisolv<sup>®</sup> often over- or underestimated standards (Fig. 4 a). Standards digested with alkaline persulphate fitted into the tolerance limits after the first batches (Fig. 4 b and c). Acid persulphate digestions were often at or above the upper part of the 15 % percentile (Figure 4 d).



**Fig. 4:** Standard control charts ( $5$  or  $10 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) for all digestions with a) Oxisolv<sup>®</sup> (data from monitoring 2012,  $n = 66$ , median =  $9.7 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) and b) alkaline persulphate in a microwave (monitoring 2013,  $n = 19$ , median =  $9.3 \mu\text{mol l}^{-1}$ ), c) with alkaline (monitoring and BACOSA 2014,  $n = 49$ , median =  $9.9 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) and d) acid persulphate under sub-boiling conditions (BACOSA 2014,  $n = 12$ , median =  $11.1 \mu\text{mol l}^{-1}$ ). Dotted line:  $\pm 15\%$  as tolerance limits, solid line: reference values.



**Fig. 5:** Range control charts a) of samples from the outer Baltic coast from June and July 2013 in 4 replicates each (first letters F, Le, W, K, Lu are the places of sampling Flensburg, Lemkenhafen, Werder, Kloster and Lubmin, last letters R, M, F stand for sites of reed, macrophytes and free of growth and b) of 100 samples from the Darß-Zingst bodden chain measured in duplicates (first letter M, D are the places Michaelsdorf and Dabitz, followed by sampling month and number of sites), c) comparison of high temperature and sub-boiling persulphate digestion of water sample replicates (GB = Griebener Bucht 11<sup>th</sup> Jun 2013, VB = Vitter Bodden 4<sup>th</sup> Dec 2013,  $n_{\text{samples}} = 10$ ) and d) of measuring replicates (ZS = Zingster Strom, BS = Baltic Sea 4<sup>th</sup> Dec 2014, ht = high temperature / microwave, sb = sub-boiling,  $n_{\text{replicates}} = 10$ ). Lines in boxes: median, boxes: interquartile distances, Whisker: 10% and 90% percentile, closed circles: outliers.

### 3.2 Comparison of natural samples

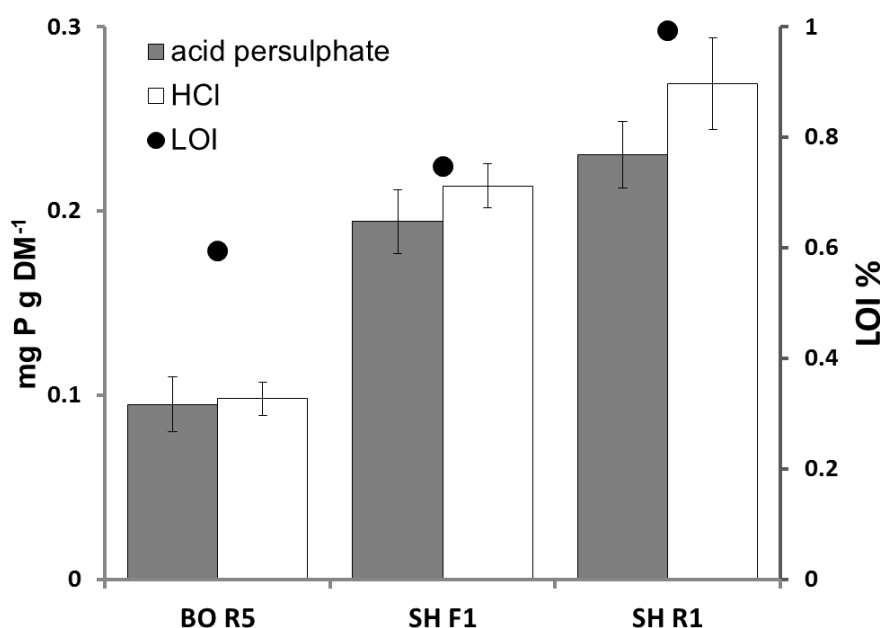
Seston samples were not compared to Oxisolv<sup>®</sup> digestions, because DL was high and several standards were not digested completely (Fig. 3 a and 4 a). Additionally, we observed often Oxisolv<sup>®</sup> crystals after the high temperature treatments. Therefore, Oxisolv<sup>®</sup> digestion was terminated anyway. Samples digested at high temperature (microwave) had a very poor reproducibility (Fig. 5 a). Duplicates from sub-boiling treatments (Fig. 5 b) were much better and never exceeded a range of 15 %, which was our quality limit. True sample replicates digested at high temperature had so many low values that the median was lower compared to the sub-boiling treatment of the same samples (Fig. 5 c). Another test with measuring replicates from one sample each lacked the lower outliers and had same results with both methods (Fig. 5 d).

Seston sample reproducibility was much better after the sub-boiling treatment (Tab. 4). For sediments, sample standard deviation was similar in the common high temperature HCl and sub-boiling digestion in acid persulphate. However, a chemically defined standard was not found, which could be digested in HCl.

**Tab. 4:** Combined standard deviation ( $s_c$ ) for each digestion procedure calculated from standard deviations of standards ( $s_{st}$ ) and samples ( $s_{sa}$ ) in %. Data basis: Fig. 4 -7.

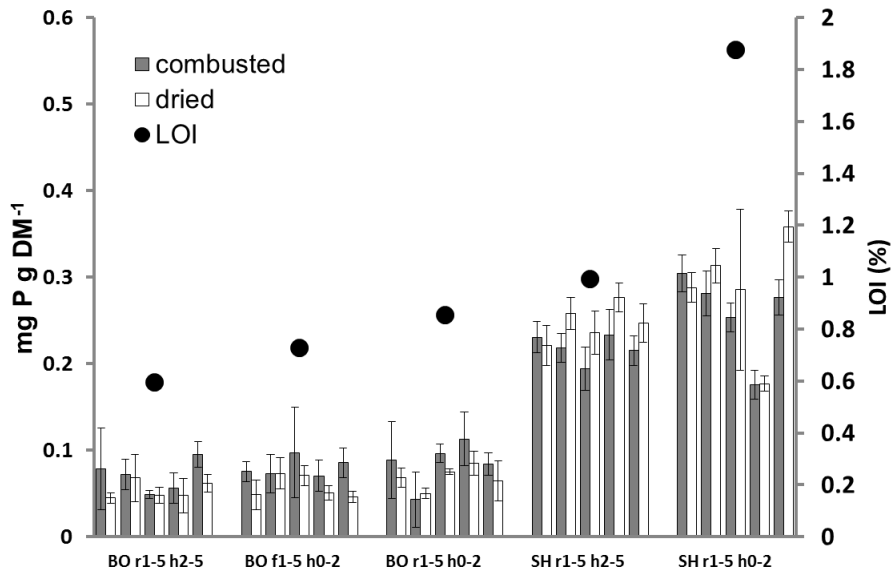
	$s_{st}$	$s_{sa}$	$s_c$
Oxisolv®, high temperature	19.2		
alkaline persulphate, high temperature	5.2	21.3	23.6
alkaline persulphate, sub-boiling	8.6	1.0	8.7
HCl, high temperature		9.1	
acid persulphate, sub-boiling	8.8	sediments 10.8	13.9
		tissue 8.2	12.0

There were no significant differences ( $p = 0.7$ ) between TP concentrations for HCl and acid persulphate digestions at sub-boiling conditions of sediment ashes so far (Fig. 6).

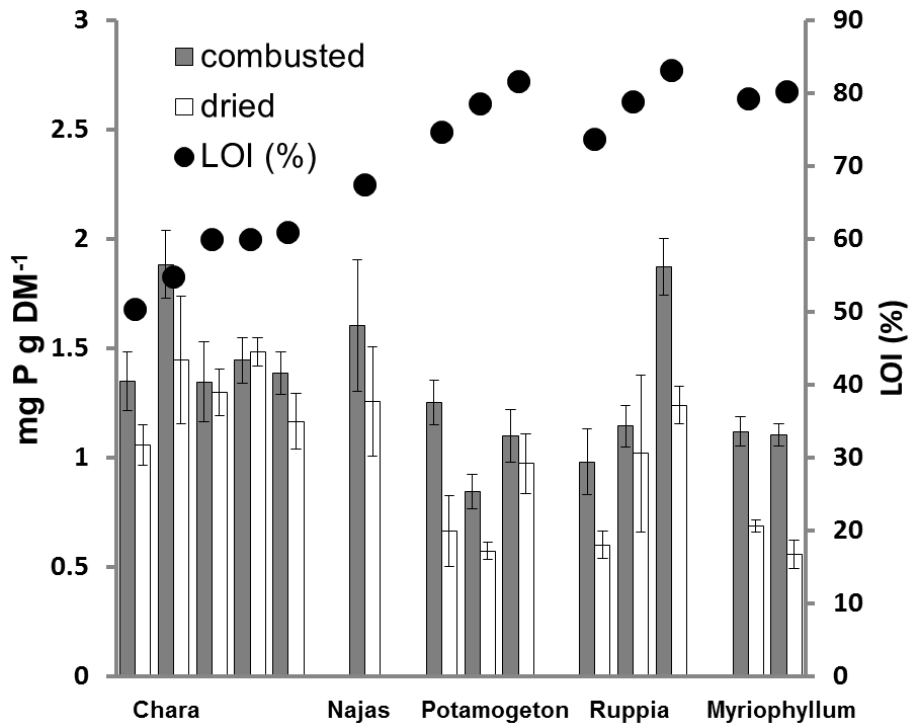


**Fig. 6:** HCl and acid persulphate digestions of sediment ashes (BO R5: Bodstedter Bodden / Michaelsdorf reed 5, Salzhaff / Werder SH F1: free sediment 1 as well as SH R1: reed 1). LOI: loss on ignition, horizons 2-5 cm, digestions per sample  $n = 4$ , error bars: standard deviation.

Moreover, the acid persulphate digestion extracted the same amount of TP in dried sediments and ashes (Fig. 7). There were no significant differences ( $p = 0.357$ ), so that the oxidation conditions were strong enough to digest sediments of at least  $< 2\%$  LOI as well as DM.



**Fig. 7:** Total phosphorus ( $\text{mg g dry mass}^{-1}$ ) in combusted and dried sediment samples digested by acid persulphate at  $90^\circ\text{C}$  for 24 h. BO: Bodstedter Bodden, SH: Salzhaff, r = reed. f = without any macrophytes, numbers are replicate cores, horizons labelled are 0 – 2 cm and 2 – 5 cm. Loss on ignition (LOI) in percent was determined in a separate core once each sample. Digestions per sample  $n=4$ , error bars: standard deviation.



**Fig. 8:** Total phosphorus concentrations of different submerged macrophytes measured in dried and combusted plant material. Samples were from different plots in the DZBC out of 0.5 – 1.5 m water depth. C: *Chara* spp., N: *Najas marina*, P: *Potamogeton pectinatus*, R: *Ruppia* spp., M: *Myriophyllum* spp. Digestions per sample  $n=4$ , error bars: standard deviation.

The acid persulphate digestion extracted phosphorus better from combusted plants (Fig. 8). There was a significant difference between the extracted amount of P in dried and combusted plant samples ( $p = 0.015$ ). The amount of P found in the extracts did not correlate with LOI.

For sediments, sample standard deviation was similar in the common high temperature HCl and sub-boiling digestion in acid persulphate (Tab. 4). However, a chemically defined standard was not found, which could be digested in HCl.

## 4. Discussion

One of the most used determination methods for phosphate is the molybdenum blue reaction. The measuring range is between  $10 \text{ nmol l}^{-1}$  to  $10 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$  (PATEY et al. 2008). However, the DL was strongly dependent on the optical path length, so that the nanomolar range is only reached with cuvettes of  $> 10 \text{ cm}$ . Only 24 out of 170 screened publications gave their DL (e.g. MURPHY & RILEY 1962; NAUSCH & NAUSCH 2004, 2006; TANAKA et al. 2006; VAHTERA et al. 2010). Some of those cited other authors for DLs (e.g. BALWIN et al. 2003; PASTUSZAK et al. 2003). DL should be evaluated regularly, at least once with changing equipment or personnel. The manual SRP determination was susceptible for contamination possibly by the reaction tubes. Additionally, there are interferences with silicate, arsenate and nitrate with the molybdenum blue reactions that might increase (arsenate, silicate) or decrease (nitrate) the colour intensity (e.g. JOHNSON 1971; MOTOMIZU et al. 1989; LINGE & OLDHAM 2001). The impact of nitrate is important for all phosphorus digestion procedures, which use concentrated nitric acid or *aqua regia*. Plants and other agricultural material are often digested that way (e.g. ARAÚJO NÓBREGA et al. 2007), so that the phosphorus content in the extract has to be measured with another method, e.g. by ICP.

Alkaline persulphate digested seston as well as Oxisolv<sup>®</sup>, but had best reproducibility and throughput with the sub-boiling method. The laboratory microwave used in this work has only 10 digestion places (can be as large as 40 places, but they are very expensive). A better microwave with temperature or pressure control provides most likely better results than we gained, but is not necessary for the samples and methods assembled here. For the sub-boiling treatment, ca. 100 PFA tubes can be incubated simultaneously in one medium sized oven. These tubes are pressure resistant  $< 3 \text{ bar}$  so that the digestion does not need technical precautions or supervision at  $90 \text{ } ^\circ\text{C}$ . High pressure and or high temperature support only a faster digestion. The crucial point is, then, ensuring temperature or pressure control in the microwaves. If the necessary conditions can be kept, microwave digestions may be as good (and are quicker) than the sub-boiling method. The burst discs of the Teflon<sup>®</sup> reaction vessels often break, may cause harm and the samples are lost. Standards may be digested and the next sample not, so that a nominal value within the tolerance limits does not prove a good sample digestion and *vice versa*.

Reaction vessels made of plastics must be chosen very carefully. Polycarbonate tubes are resistant and were already used successfully (MAHER et al. 2002). Polyethylene or -propylene cannot be recommended, because they are not resistant enough to strong oxidizing agents. Moreover, blank extracts in centrifugation tubes made of polypropylene increased the signal strongly (BERTHOLD 2013). The slightly higher blanks in seston extracts compared to SRP blanks indicate some difficulties in

the PFA reaction vessels. The frequency of cleaning baths (1 N HCl) for reaction vessels must be increased.

Seston of turbid waters was also completely digested under low-pressure conditions as reported by MAHER et al. (2002). HUANG & ZHANG (2009) used the here described sub-boiling treatment completely without a microwave. Our results support those authors in that both methods are equally successful using alkaline persulphate digestion. However, all other problems, like storage, standards, pH and neutralisation procedures as reviewed in WORSFOLD et al. (2005), remain to be considered carefully for both digestion treatments. The accumulation of seston on filter may be wise for low concentrations, but the filters lead to elevated blanks (own observations and SUZUMURA 2008).

HCl digestion is the accepted method for sediments (ANDERSEN 1976; OSTROFSKY 2012) and was even applied to plant ashes (SIONG et al. 2006). However, the HCl digestion of sediment ashes is a tedious, dirty and hazardous procedure (open heating plate, boiling HCl, HCl vapor, hot bulb condensers, nevertheless the threat of a dried and burned sample and a low throughput). The whole procedure must be supervised continuously and hot acid material must be handled. Acid persulphate digestion had almost the same digestion strength than the common HCl digestion (ANDERSEN 1976), who found that an oxidation with persulphate recovered less (60 to 69 %) than HCl. It was possible to increase this rate up to 85 – 98 % with an acid persulphate digestion at sub-boiling temperatures, when the reaction time was long enough (24 h). ASPILA et al. (1976) found similar results, but with a high-temperature Teflon<sup>®</sup> bomb method (high pressure).

Acid persulphate digested dried and combusted sediment material just as well (not shown). It remains to be tested if that will hold true for LOI > 2 %. Therefore, all sediments still have to be combusted before digestion (e.g. DANCER et al. 1998). MALÁ & LAGOVÁ (2014) recommended also testing at least some digestion procedures for the material to be investigated. We further recommend determining water content, dry bulk density and LOI for each sample (sediment core and slice) separately. The samples have to be packed for drying and combustion anyway, so that only some (more) masses have to be noted down. The sediments of the DZBC are very heterogeneous in respect to water content and, therefore vary in density. In respect to other questions, a different strategy may be preferred, which consists of small cores (some replicates) sliced into 2-3 layers for element analyses and one large core sliced into many very small layers for water content and LOI. However, this strategy brings additional uncertainties for element contents.

Plants and algae are digested most often in concentrated acids under high temperature and or pressure (e.g. ZHELJAZKOV & MCNEIL 2008). The authors evaluated the procedures in respect to the elements that should be determined (more than phosphorus) and found that not all measures (combustion, digestion) lead to an ultimate result for all target elements. Moreover, the measuring solution had often a yellow-green colour, when DM was digested in pure acid (e.g. ARAÚJO NÓBREGA et al. 2007). The plant pigments can interfere with the photometrical measurements as well as high nitrate concentrations (from nitric acid, see introduction). The coloured extract is not a problem for ICP detection. The addition of an oxidation agent helps overcoming this problem (e.g. KELLEY et al. 1946). Combusted plant material was easier to handle (ash instead of large and heterogeneous pieces of biomass) and was often better to digest (also e.g. SOON & KALRA 1995). Most often, there is enough biomass for combustion. DM can, however, be digested, when biomass is too low. In that case, acid persulphate or another strong oxidising agent, like perchloric acid (e.g. BLINDOW

1992), shall be used. So far, the phosphorus concentrations found here are comparable to values reported in literature. Phosphorus in *Chara* spec. ranged between 1 and 2.5 mg g DM<sup>-1</sup> (KUFFEL & KUFFEL 2002) and was in this study for different *Chara* spp. and thallus sizes 1.3 - 2.0 mg g DM<sup>-1</sup>.

The acid persulphate digestion can also be verified with a dissolved organic standard, but the HCl digestion failed. There are an estuarine sediment and a soil standard available from the National Institute of Standards and Technology (NIST estuarine sediment). As far as we know, there is only one commercial reference material for algae, a NIST *Chlorella* powder. Agriculturally used plant standards, e.g. spinach, apple or citrus leaves, can be bought in a greater variety, but all are DM only. However, it is very expensive to keep an assortment of NIST standards or use them in method development. Therefore, we produced large batches of different biomasses and ashes in addition to sediment DM and ashes with different LOI.

Neutralisation procedures are most often not mentioned. That is not necessary for ICP measurements, because this method is corrected for all kinds of matrix effects. Photometric methods require very acid conditions, but not too low pH. Moreover, very acid samples corrode autoanalysers. Therefore, we recommend a neutralisation procedure for the molybdenum blue method.

All digestion methods need their own DL determination, which are higher than those for SRP. DL for acid persulphate digestions (0.2 µmol l<sup>-1</sup>) were in the range of 0.15 to 0.3 µmol l<sup>-1</sup> (ROWLAND & HAYGARTH 1997; POTE & DANIEL 2000). The DL of the sub-boiling alkaline persulphate digestion (0.2 µmol l<sup>-1</sup>) was also similar to literature (0.2 µmol l<sup>-1</sup>, PATTON & KRYSKALLA 2003). However, DL are rarely presented in method papers and almost never in research papers. Most of the papers use certified standard material to test correctness. Many other (e.g. HUANG et al. 2004) give standard deviation of replicates, but do not combine sample and standard material variation. Sample variability shall be low, of course, but may not be minimised due to material heterogeneity, which was large for soil and sediments.

Obviously, there are many digestion and determination methods for phosphorus in different materials. Many of them work and can be used according to the aim of the study and the available equipment. We presented here a low budget method for total phosphorus digestion, which is easy to establish in most laboratories with high investments. Moreover, this method allows digesting many samples simultaneously.

## Zusammenfassung

Für die Gesamtphosphorbestimmung wurde eine alternative Aufschlussmethode bei Niedrigtemperaturen (90 °C) für Seston erfolgreich getestet und für Sedimente sowie Pflanzenbiomasse angepasst. Die Aufschlussreagenzien bestanden aus basischer oder saurer Kaliumperoxodisulphatlösung. Nur einfache Laborausstattung, wie Muffelofen, Trockenschrank und Photometer, ist notwendig. Die relativ kleinen Reaktionsgefäße (30 ml PFA Röhrchen und 20 ml Reagenzgläser) ermöglichen einen hohen Probandendurchsatz. Einige Sestonproben wurden im Trockenschrank besser aufgeschlossen als in der Mikrowelle. Bei den Sedimentaschen gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen kochendem HCl- und saurem Persulphataufschluss. Die z. B. in *Chara* spp. gefundenen Phosphorkonzentrationen betragen 1.3 - 2.0 mg g Trockenmasse<sup>-1</sup> und sind mit anderen Literaturquellen vergleichbar. Die neuen Bestimmungsgrenzen waren ähnlich oder besser als die der Mikrowellenaufschlüsse. Die besten Bestimmungsgrenzen betragen 0.12 und 0.19

$\mu\text{mol l}^{-1}$  für basisches bzw. saures Persulphat. Die kombinierten Standardunsicherheiten betragen für beide Reagenzien 8.7 % bzw. 12%.

## Acknowledgments

The BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) funded this work by the project BACOSA (Baltic coastal system analysis and status evaluation, Förderkennzeichen 03F0665A). The Wissenschaftscampus Phosphorforschung (FKZ Impulsfonds-2013-WC Rostock) supported another part of the results. N. Reuter made the first attempts to digest total phosphorus this way with samples of our brackish estuary. His results inspired our work. Many students and colleagues assisted during sampling: J. Meyer, L. Felgentreu, N. Diehl, F. Bitschofsky, E. Meier, S. Forster, V. Leonhardt, M. Schiffler, L. Schulz and many other people. We are very grateful for the perfect technical and analytical support by R. Wulff and V. Reiff (Biological Station Zingst). We further thank A. Kleeberg and an anonymous reviewer for their intensive discussion of quality management and methodological issues.

## Literature

- Andersen, J. M., 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, 10: 5-7.
- Armstrong, F.A.J., P.M. Williams & J.D.H. Strickland, 1966. Photo-oxidation of Organic Matter in Sea Water by Ultra-violet Radiation, Analytical and Other Applications. *Nature*, 211: 481-483.
- Aspila, K.I., H. Agemian & A.S.Y. Chau, 1976. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101: 187-197.
- Blindow, I., 1992. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 28: 15-27.
- Bragato, C., H. Brix & M. Malagoli, 2006. Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental pollution*, 144: 967-975.
- DIN 32645, 1994. Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze.
- Gimbert, L. J., P.M. Haygarth & P.J. Worsfold, 2007. Determination of nanomolar concentrations of phosphate in natural waters using flow injection with a long path length liquid waveguide capillary cell and solid-state spectrophotometric detection. *Talanta*, 71: 1624-1628.
- Going, J.E. & S.J. Eisenreich, 1974. Spectrophotometric studies of reduced molybdoantimonyl-phosphoric acid. *Analytica Chimica Acta*, 70: 95-106.
- González-Alcaraz, M. N., C. Egea, F.J. Jiménez-Cárceles, I. Párraga, C. María, M.J. Delgado & J. Álvarez-Rogel, 2012. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma*, 185-186: 61-72.
- Hansen, H. P. & F. Koroleff, 1999. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K, K. Kremling & M. Ehrhardt (eds.), Wiley-VCH, 3<sup>rd</sup> edition: 159-251.
- Hedley, M. J., J.W.B. Stewart & B.S. Chauhan, 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal*, 46: 970-976.
- Huang, L., R.W. Bell, B. Dell & J. Woodward, 2004. Rapid nitric acid digestion of plant material with an open-vessel microwave system. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35: 427-440.
- Huang, X. L. & J.Z. Zhang, 2009. Neutral persulfate digestion at sub-boiling temperature in an oven for total dissolved phosphorus determination in natural waters. *Talanta*, 78: 1129-1135.
- Hupfer, M., R. Gächter & R. Giovanoli, 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences*, 57: 305-324.

- Johnson, D. L., 1971. Simultaneous Determination of Arsenate and Phosphate in Natural Waters. *Environmental Science and Technology*, 5: 411-414.
- Jones, J. B., 1998. Soil test methods: past, present and future use of soil extractants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29: 1543-1552.
- Kelley, O. J., A.S. Hunter & A.J. Sterges, 1946. Determination of nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium in plant tissue. *Industrial and Engineering Chemistry. Analytical Issue*, 18: 319-322.
- Köthe, J. & R. Bitsch, 1992. Oxisolv® plus microwave – a new way for sample pretreatment and sample preparation. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 343: 717-718.
- Kufel, L. & I. Kufel, 2002. *Chara* beds acting as nutrient sinks in shallow lakes – a review. *Aquatic Botany*, 72: 249-260.
- Linge, K.L. & C.E. Oldham, 2001. Interference from arsenate when determining phosphate by the malachite green spectrophotometric method. *Analytica Chimica Acta* 450, 247-252.
- Maher, W., F. Krikowa, D. Wruck, H. Louie, T. Nguyen & W.Y. Huang, 2002. Determination of total phosphorus and nitrogen in turbid waters by oxidation with alkaline potassium peroxodisulfate and low pressure microwave digestion, autoclave heating or the use of closed vessels in a hot water bath: comparison with Kjeldahl digestion. *Analytica Chimica Acta*, 463: 283-293.
- Malá, J. & M. Lagová, 2014. Comparison of digestion methods for determination of total phosphorus in river sediments. *Chemical Papers*, 68: 1015-1021.
- Malcolm-Lawes, D.J. & K.H. Wong, 1990. Determination of orthophosphate in water and soil using a flow analyzer. *Analyst*, 15: 65-67.
- McKelvie, I. D., B.T. Hart, T.J. Cardwell & R.W. Cattrall, 1989. Spectrophotometric determination of dissolved organic phosphorus in natural waters using in-line photo-oxidation and flow injection. *Analyst*, 114: 1459-1463.
- Menzel, D. W. & N. Corwin, 1965. The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation. *Limnology and Oceanography*, 10: 280-282.
- Motomizu, S., M. Oshima & T. Ikegami, 1989. Spectrophotometric determination of silicate with molybdate and malachite green by flotation-dissolution and filtration-dissolution methods. *Analyst*, 114: 1679-1683.
- Munter, R.C., 1990. Advances in soil testing and plant analysis analytical technology. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29: 1543-1552.
- Murphy, J. & J.P. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31-36.
- Nausch, M. & G. Nausch, 2006. Bioavailability of dissolved organic phosphorus in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 321: 9-17.
- Nausch, M. & G. Nausch, 2004. Bacterial utilization of phosphorus pools after nitrogen and carbon amendment and its relation to alkaline phosphatase activity. *Aquatic Microbial Ecology*, 37: 237-245.
- Nausch, G. & G. Schlunbaum, 1993. Sediment chemical investigations in coastal waters. 32. Long-term comparisons of the dynamic of sediments in shallow eutrophic coastal waters, demonstrated on the example of the Barther Bodden (Darss-Zingst bodden chain, southern Baltic). *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 1: 37-46.
- Araújo Nóbrega, J., C.C. Nascentes, G.C. Labuto Araújo, A.R. Araújo Nogueira & C. Pirola, 2007. High-throughput microwave-assisted digestion and extraction procedures for agricultural materials. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38: 2333-2345.
- Ostrofsky, M., 2012. Determination of total phosphorus in lake sediments. *Hydrobiologia*, 696: 199-203.
- Pai, S. C., C.C. Yang & J.P. Riley, 1990. Effects of acidity and molybdate concentration on the kinetics of the formation of the phosphoantimonymolybdenum blue complex. *Analytica Chimica Acta*, 229: 115-120.
- Patey, M. D., M.J. Rijkenberg, P.J. Statham, M.C. Stinchcombe, E.P. Achterberg & M. Mowlem, 2008. Determination of nitrate and phosphate in seawater at nanomolar concentrations. *Trends in Analytical Chemistry*, 27: 169-182.
- Patton, C. J. & J.R. Kryskalla, 2003. Evaluation of alkaline persulfate digestion as an alternative to Kjeldahl digestion for determination of total and dissolved nitrogen and phosphorus in water. U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory, 03-4174

- Pote, D. H. & T.C. Daniel, 2000. Analyzing for Dissolved Reactive P in Water Samples. Southern Cooperative Series, 396: 91-93.
- Rowland, A. P. & P.M. Haygarth, 1997. Determination of Total Dissolved Phosphorus in Soil Solutions. *Journal of Environmental Quality*, 2: 410-415.
- Schieferstein, B., 1999. Ökologische und Molekularbiologische Untersuchungen an Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) von norddeutschen Seen – Ein Überblick. *Limnologica*, 29: 28-35.
- Schlungbaum, G., 1994. Die Darß-Zingster Boddenkette – ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 2: 5-26.
- Schumann, R., D. Rentsch, S. Görs & U. Schiewer, 2001. Seston particles along a eutrophication gradient in coastal waters of the Southern Baltic Sea: significance of detritus and transparent mucoid material. *Marine Ecology and Progress Series*, 218: 17-31.
- Siong, K., T. Asaeda, T. Fujino & A. Redden, 2006. Difference characteristics of phosphorus in *Chara* and two submerged angiosperm species: implications for phosphorus nutrient cycling in an aquatic ecosystem. *Wetlands Ecology and Management*, 14: 505-510.
- Soon, Y.K. & Y.P. Kalra, 1995. A comparison of plant tissue digestion methods for nitrogen and phosphorus analyses. *Canadian Journal of Soil Science*, 75: 243-245.
- Suzumura, M., 2008. Persulfate chemical wet oxidation method for the determination of particulate phosphorus in comparison with a high-temperature dry combustion method. *Limnology and Oceanography: Methods*, 6: 619-629.
- Tanaka, T., P. Henriksen, R. Lignell & K. Olli, 2006. Specific affinity for phosphate uptake and specific alkaline phosphatase activity as diagnostic tools for detecting phosphorus-limited phytoplankton and bacteria. *Estuaries and Coasts*, 29: 1226-1241.
- Vahtera, E., R. Autio, H. Kaartokallio & M. Laamanen, 2010. Phosphate addition to phosphorus-deficient Baltic Sea plankton communities benefits nitrogen-fixing cyanobacteria. *Aquatic Microbial Ecology*, 60: 43-57.
- Wellnitz, J. & M. Gluschke, 2005. Leitlinie zur Methodvalidierung. Texte des Umweltbundesamtes, 01/05.
- Worsfold, P.J., L.J. Gimbert, U. Mankasingh, O. Ndukaku Omaka, G. Hanrahan, P.C.F.C. Gardolinski, P.M. Haygarth, B.L. Turner, M.J. Keith-Roach & I.D. McKelvie, 2005. Sampling, sample treatment and quality assurance issues for the determination of phosphorus species in natural waters and soils. *Talanta*, 66: 273-293.
- Zheljazkov, V. D. & P. McNeil, 2008. Comparison of five procedures for recovery of nutrients and trace elements in plant tissue. *Journal of Plant Nutrition*, 31: 1937-1946.

Franziska BITSCHOFSKY\*, Stefan FORSTER, Martin POWILLEIT & Christopher GEBHARDT

\*University of Rostock, Institute for Biosciences, Albert-Einstein-Str. 3, 18059 Rostock  
franziska.bitschofsky@uni-rostock.de

## Potential role of macrofauna for the exchange processes between sediment and water column in an inner coastal water of southern Baltic Sea (Darß-Zingst Bodden Chain, Grabow)

### Abstract

The macrozoobenthos community at a shallow water station in the Darß Zingst Bodden Chain (DZBC) was analysed to estimate the influence of bioturbation on exchange processes at the sediment water interface under special view of phosphate. The polychaetes *Hediste diversicolor* and *Marenzelleria* spp., oligochaets as well as *Cerastoderma glaucum* and, because of their high abundance, also *Hydrobia* spp. were classified as important bioturbators, that have a pronounced effect on solute transport and particle mixing in the sediment. The community bioturbation potential ( $BP_c = 15534 \text{ m}^{-2}$ ) is high and indicates a strong influence on this shallow water sediments. This may lead to a fast nutrient turn over and low phosphate pore water concentration.

**Keywords:** macrozoobenthos, nutrients, bioturbation, bioirrigation

### 1 Introduction

Exchange processes at the sediment-water interface play an important role in the function of an aquatic ecosystem and are influenced by the bioturbation activity of macrobenthic infauna. Bioturbation is defined as “all transport processes carried out by animals that directly or indirectly affect sediment matrices. These processes include both particle reworking and burrow ventilation” (KRISTENSEN et al. 2012). These enhance the exchange processes between the sediment and water column thereby changing the oxygen supply in the sediment and stimulating the microbial degradation of organic matter and the release of nutrients as well as pollutants. The dimension of bioturbation effects is determined by species composition, abundance, depth and geometry of the burrows (ALLER 1980; KRISTENSEN et al. 2012; RENZ & FORSTER 2013). Recently the community bioturbation potential, ( $BP_c$ , QUEIRÓS et al. 2013; BRAECKMAN 2014) an index based on abundance, biomass and trait characteristics related to reworking of sediments, is used as a measure of overall bioturbation intensity.

The Darß-Zingst Bodden Chain (DZBC) is a shallow estuary at the southern Baltic Sea separated from the Baltic Sea by the peninsula Fischland-Darß-Zingst. It is differentiated into four connected basins and shows a distinct salinity decrease from the eastern to the western parts. Due to intense agriculture an increased nutrient influx took place since the 1960s that led to high eutrophication in this lagoon system. Despite a decrease in nutrient input since the 1990s, due to modernization and building of wastewater treatment plants, a decrease in nutrient concentrations and primary production could not be observed. It is assumed that the sediments act as internal nutrient reservoir and therefore as a lasting source for nutrient input to the water column (BLÜMEL et al. 2003). The high productivity of the system as well as the constantly mixed water column result in high abundances and biomasses of macrozoobenthic organisms due to food supply and constant oxygen availability at the sediment surface.

In the framework of the project BACOSA (Baltic Coastal System Analysis and Status Evaluation) the sediments in the most eastern part of the DZBC are analysed with special focus on the phosphorus dynamic in the sediment and between the sediment and the water column, which highly depends on oxygenation conditions in the sediment. Therefore a strong influence of benthic infauna could be expected. In the following, the potential bioturbation impact of the different benthic infauna species on the exchange processes between sediment and water should be discussed.

## **2 Material and Methods**

### **2.1 Sampling station**

The sampling station Dabitz is situated at the southwest shore of the Grabow, the most eastern basin of the Darß – Zingst Bodden chain, which is affected by differing exchange conditions with the adjacent Baltic Sea and therefore exposed to strong salinity variations. This nearshore environment is characterised by a broad reed belt and shallow water area from 0.5 to 1.0 m water depth covered with macrophytes in temporal and spatial variable densities.

Sampling took place within the context of a bachelor thesis in October 2012 (n=3) a master thesis in April 2013 (n=3) and in July 2013 (n=2) within the scope of the joint research project BACOSA.

### **2.2 Sediment parameters**

At the different sampling points, a sediment core with a diameter of 100 mm was taken respectively to analyse the water content and organic matter content. They were cut into 1 cm slices. Each slice was homogenised and three parallels were dried at 60 °C and reduced to ash at 500 °C respectively to determine the water content and the loss on ignition (LOI). Particle size of sediment was analysed by wet sieving of mixed sediment of the upper 0-2 cm (0-3 07/2013) of each core through 5 sieves with descending mesh (1000; 500; 250; 125; 63 µm).

## 2.3 Macrofauna

At each sampling point 2 to 3 sediment cores of 100 up to 194 mm in diameter were taken. The sediment was sieved through 500 µm mesh and the fauna was fixed in habitat water with 4% formalin.

To estimate the benthic oxygen budget, three sediment cores with a respective sample area of 283 cm<sup>2</sup> were taken in July 2013 at Dabitz. Total oxygen uptake (TOU) and diffusive oxygen uptake (DOU) were assessed several times using planar optodes and oxygen microelectrodes. Fauna mediated oxygen uptake was quantified as the difference between TOU and DOU. The oxygen consumption mediated by *H. diversicolor* was determined by adding polychaetes to macrofauna-free sediment in abundances comparable to those found at Dabitz and controlling the increase of TOU before and after the addition.

## 2.4 Statistical analysis

The abundance data were processed in a multivariate community analysis with the software package PRIMER v6 (CLARKE & GORLEY 2006). Singletons were excluded from analysis and data were double root transformed. Based on the BRAY-CURTIS-coefficient, which indicates the percentage similarity between two samples/stations a triangular similarity-matrix was generated. Subsequently a hierarchical clustering was performed including the test routine "Simprof".

In order to explore in general if the BP<sub>c</sub> - index would indicate high or low influence of bioturbation, we calculated the community bioturbation potential according to trait scores describing increasing intensity of sediment reworking (values R<sub>i</sub> from 1 - 5) and mobility of the organisms (M<sub>i</sub> from 1 - 4) according to QUEIRÓS et al. (2013).

$$BPc = \sum_{i=1}^n \sqrt{B_i/A_i} * A_i * M_i * R_i$$

Following BRAEKMANN et al. (2014) we used biomass (B<sub>i</sub>; FW m<sup>-2</sup>) and abundance (A<sub>i</sub>) of those species considered most important for bioturbation effects in the sediment at our location. Values used in this calculation represent a sample taken in July 2013 in an area covered with macrophytes. Since QUEIRÓS et al. (2013) do not list *Marenzelleria* spp. and *R. harris* we assigned R<sub>i</sub> and M<sub>i</sub> ourselves.

# 3 Results

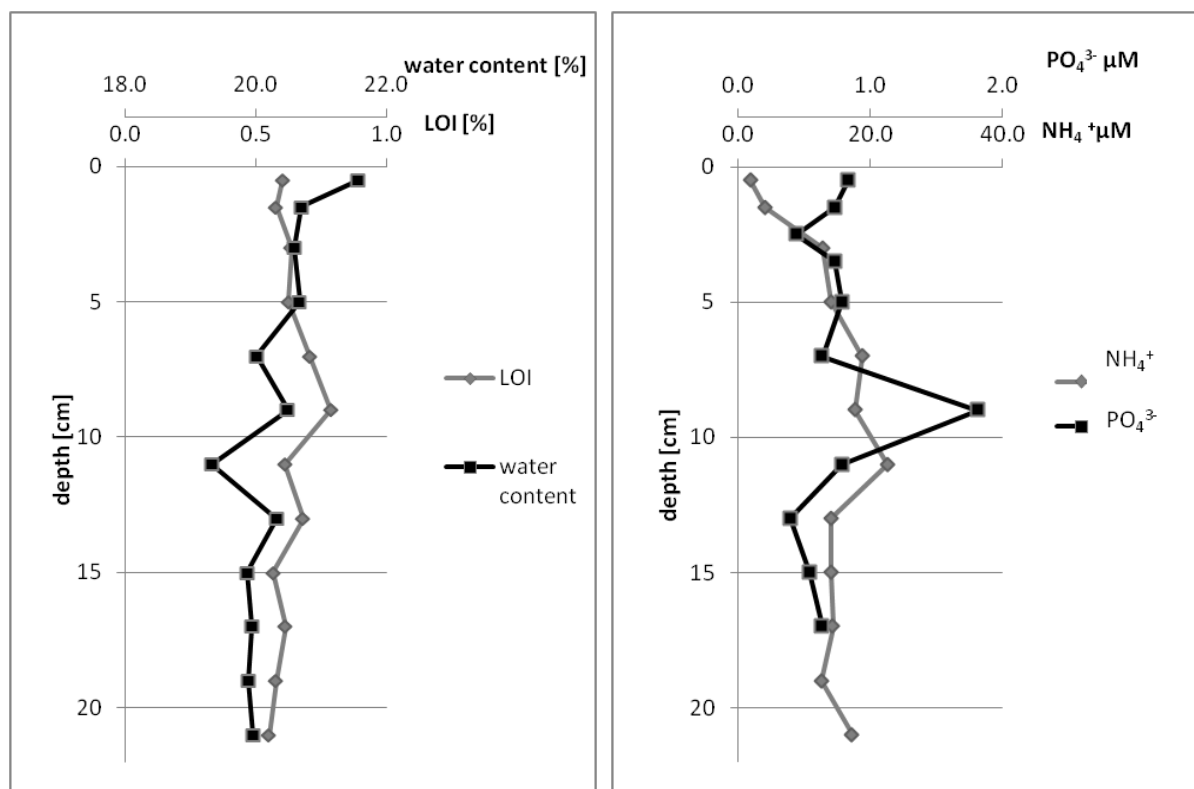
## 3.1 Sediment parameters

The sediment of the shallow area of the Grabow can be characterised as fine sand with an average grain size of 187±3 µm, the water content is on average 26.8±3.7 % and the LOI is 1.0±0.22 %. The sediment parameters show no seasonal variability (Tab. 1)

The water content slightly decreases with increasing sediment depth and LOI remains constant through the depth profile (Fig. 1). The phosphate and ammonium concentration in porewater was measured at four different points of time during 2014. The typical profile is shown in Fig. 1, respectively. The phosphate concentration in the pore water is constantly low, while the ammonium concentration shows an increase in deeper sediment layers.

**Tab.1:** Sediment parameters of the upper sediment layer (0-2 cm) and abiotic conditions at the sampling station Dabitz, n.a. data not available

Date	Temperature [°C]	Salinity [PSU]	Median grain size [µm]	Water content [weight-%]	LOI [weight-%]
10/2012	7,1	8,3	177	26,1	n.a.
04/2013	11,2	4,7	185	25,4	0,9
07/2013	21,2	7,0	190	28,8	1,1



**Fig. 1:** Depth profile in sediments from Dabitz 2014. left: water content and loss on ignition (LOI); right: concentration of ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) and phosphate (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)

## 3.2 Macrofauna

17 taxa could be determined (Tab. 2). Except for the oligochaeta and the chironomidae larvae, it was possible to identify all organisms down to genus or species level. After elimination of stray finds (mostly organisms of mobile epifauna), 12 taxa were considered in multivariate analysis.

The polychaetes *Hediste diversicolor* and *Marenzelleria* spp., the oligochaetes as well as *Cerastoderma glaucum* and because of their high abundance also *Hydrobia* spp. were classified as important for exchange processes and were therefore taken in closer consideration in the further discussion. The multivariate analysis shows that parallel samples of the different sampling dates are grouped together in significantly different clusters (SIMPROF-test) (Fig 2). Hence it can be concluded, that seasonal variations in the local macrofauna community occur. Namely for the taxa Oligochaeta (e.g. Tubificidae), Nemertini, *Marenzelleria* spp. and chironomid larvae. For example *Marenzelleria* spp. is missing in October 2012, instead, oligochaetes and chironomidae larvae occur in this sample. Oligochaeta also occur in high abundances in July 2013, but are missing in April of the same year.

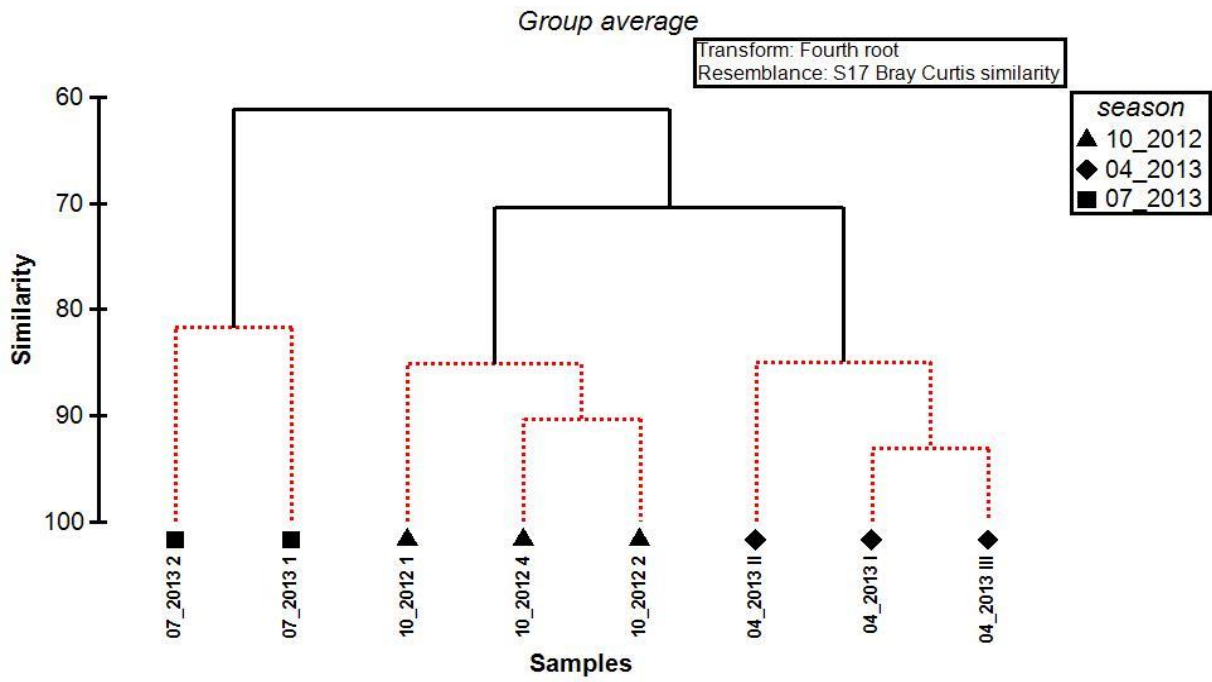
TOUs ( $68.30 \pm 3.09 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $n = 6$ ) clearly exceeded DOUs ( $4.05 \pm 1.04 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $n = 9$ ), indicating that macrozoobenthos mediates 85 – 90 % of the TOU at Dabitz in summer. The addition of *H. diversicolor* to defaunated sediment increased TOU by  $26.0 \pm 2.5 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  ( $n = 3$ ). Respiration was estimated by using allometry (BANTA & HOLMER 1999) and only accounted for 29.6 % of the oxygen flux induced by *H. diversicolor*, suggesting that oxygen consumption effects stimulated by irrigation of the polychaetes may reach considerable amounts (Fig. 2).

Community bioturbation potential,  $BP_c$ , describes the effects of benthic fauna in a general way by assigning higher calculated values to increasingly stronger potential effect exerted on those sediments by the fauna. With this in mind, we calculated the  $BP_c$  for one sample (07-2013-M) for which we also obtained biomass data along with abundance. To conservatively estimate  $BP_c$  for comparison with literature data (BRAECKMAN et al. 2014) we reduced the species list in Tab. 2 and calculated the bioturbation potential (Tab 3). We excluded those species not considered important in the context of bioturbation (Nemertini, epifauna) and excluded the rare single finding of *Rithropanopeus harrisii*. Additionally we excluded the oligochaeta for which the present taxonomic information is not detailed enough to argue for strong bioturbation effects and because these organisms occurred massively in this one sample only.

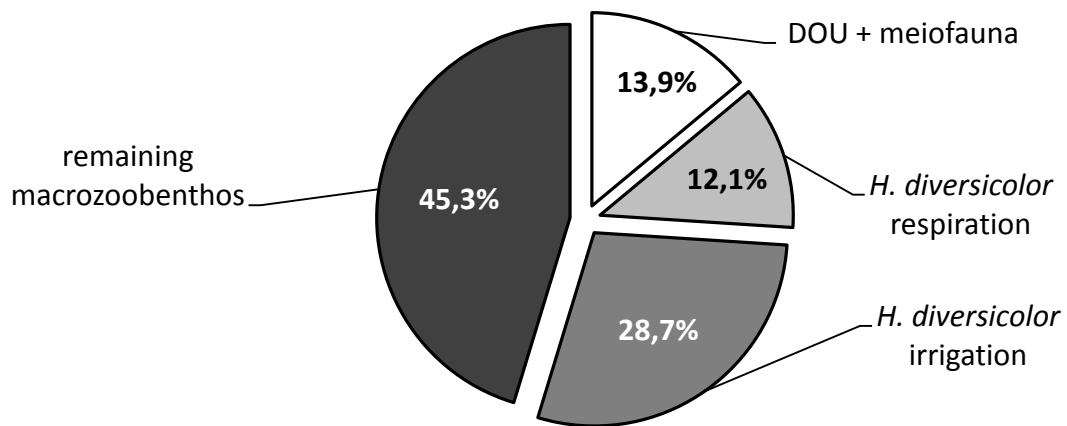
This snapshot may be somewhat biased since abundances of *Hydrobia* spp. and *H. diversicolor* in particular vary considerably between samples. However, the abundance of *H. diversicolor* is close to the average found throughout all samples, Hydrobiidae exceed the number used in this calculation often times and some potentially important additional bioturbators (*R. harrisii* and tubificid oligochaetes) have been excluded. Therefore, we consider the overall value of  $BP_c$  calculated,  $15534 \text{ m}^{-2}$ , a reliable value.

**Tab. 2:** Species list with numbers of individuals per m<sup>2</sup>, important species for material exchange underlaid in gray, \* - Endofauna. Column heads indicate month, year and either parallel sample index.

	10_2012 4	10_2012 2	10_2012 1	04_2013 I	04_2013 II	04_2013 III	07_2013 1	07_2013 2
<i>Arenomya arenaria</i> *	0	0	0	35	35	106	0	0
<i>Cerastoderma glaucum</i> *	0	127	255	212	212	282	127	382
<i>Hydrobia</i> spp.	25223	20000	41656	34917	13191	32448	3949	12866
<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	382	1019	1401	141	141	353	764	3312
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	0	764	127
<i>Hediste diversicolor</i> *	7006	3822	2548	952	2328	2328	3949	1529
<i>Manayunkia estuarina</i> *	0	0	0	35	0	35	0	0
<i>Marenzelleria</i> spp.*	0	0	0	353	141	71	382	0
<i>Corophium volutator</i> *	0	0	0	0	71	0	0	0
<i>Gammarus</i> spp.	127	127	255	0	0	0	0	127
<i>Idotea chelipes</i>	0	255	127	0	0	0	127	0
<i>Jaera albifrons</i>	0	0	0	0	0	0	127	127
<i>Neomysis integer</i>	0	0	0	0	35	0	0	0
<i>Rithropanopeus harrisii</i>	0	0	0	0	0	0	127	0
<i>Oligochaeta</i> *	127	127	0	0	0	0	16051	4204
Chironomid larvae*	127	127	127	0	0	0	0	0
Nemertini*	0	0	0	0	0	0	764	637



**Fig 2:** Dendrogram showing similarities between macrofauna communities of different sampling points at Dabitz.



**Fig. 3:** Estimated percentages of diffusive oxygen uptake (DOU) including additional meiofauna-mediated enhanced diffusion, respiration and irrigation of *H. diversicolor* as well as activity of the remaining macrozoobenthos abundant at Dabitz in the measured TOU of 68.3 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

**Tab. 3:** Community bioturbation potential,  $BP_c$ , calculations based on biomass ( $B_i$ ) and abundance ( $A_i$ ) for those species (I) considered important and found in samples from July 2013 in areas covered with macrophytes. Trait scores  $M_i$  (mobility) and  $R_i$  (reworking) for *Marenzelleria* spp. are not included in QUEIRÓS et al. 2013 and were assigned according to our own expertise.

I	$B_i$ g FW $m^{-2}$	$A_i$ Ind $m^{-2}$	$M_i$ (1 – 4)	$R_i$ (1 – 5)	$BP_i$ $m^{-2}$
<i>Cerastoderma glaucum</i>	5.27	127	2	2	104
<i>Hydrobia</i> spp.	3.2	3949	2	3	676
<i>Hediste diversicolor</i>	207.6	3949	4	4	14488
<i>Marenzelleria</i> spp.	11.7	382	2	2	268

## 4 Discussion

The presented dataset cannot give a complete image of the macrofauna community in the Darß-Zingst Bodden Chain. It is limited to a restricted area in the very shallow coastal zone of the Grabow, the most eastern basin of the DZBC. It is known that the macrobenthic community does change along the salinity gradient from east to west and even in the deeper parts of this lagoon system where the Chironomidae larvae become more dominant (ARNDT 1994).

Even if this limited dataset does not record the temporal and spatial patchiness of macrofauna at all, it shows that the variations in macrofauna community seemed to be influenced by season (Fig. 2). Because sediment properties at all sampling dates are very similar (Tab. 1), seasonal variations in salinity and temperature could be the controlling factor for the macrofauna changes. Especially the eastern parts of the DZBC show high salinity fluctuations depending on the different in- and outflow situations between the Bodden waters and the adjacent Baltic Sea (SCHLUNGBAUM et al. 1994). Also long-term investigations of macrozoobenthos between 1969 and 1990 show pronounced seasonal and interannual variations in abundances and biomass of macrofauna species that could be partly explained by changing salinity and temperature, especially for species living at their distribution boundary in this estuarine system (ARNDT 1994).

Despite the highly dynamic macrozoobenthic community, the shallow water sediment is densely populated by different bioturbating species at any time, like the tube dwelling worms *Hediste diversicolor*, *Marenzelleria* spp. and *Oligochaeta*, that could influence the sediment down to 25 cm. The surface of the sediment is strongly influenced by the grabbing and grazing activity of the bivalve *Cerastoderma glaucum* and the snail *Hydrobia* spp. Additionally the crab *Rhithropanopeus harrisi*, a neozoic species in the Bodden Chain that shows intensive grabbing activity, will probably become more important in the future (NEHRING 2000).

Different processes summarized as bioturbation influence the sediment characteristics and therefore chemical processes therein. Here solute exchange through burrows has the most pronounced effect on pore water chemistry of dissolved substances. The solute exchange increases with the increasing inner surface of the burrows, which is influenced by the number of tubes per area, their diameter and the depth of the tubes (ALLER 1980). To a lesser extent non tube-dwelling organisms also influence the pore-water exchange by crawling and grubbing in the sediment. These activities as well as the building of burrows additionally conduct particle movement.

Due to the structural modifications at the sediment, surface erosion can be in- or decreased.

In the following the potential influence of the taxa classified as important bioturbators (*H. diversicolor*; *Marenzelleria* spp.; Oligochaeta-Tubificidae; *C. glaucum*; *Hydrobia* spp.) shall be discussed under special view on the phosphorus cycle in the sediment. The phosphorus dynamics in the sediment depends strongly on the redox situation in the different sediment layers, which in turn is influenced by bioturbation activity. About 85-90 % of oxygen uptake of the sediment at this location is induced by macrofauna, both directly by faunal respiration itself and indirectly by stimulation of microbial metabolism. The polychaete *Hediste diversicolor* builds branched tubes in the upper 10 cm of the sediment (max. depth: 30 cm) (ZETTLER et al. 1994), which can account for a three-fold increase of the sediment surface (DAVEY & WATSON 1995). As shown in figure 3 28.7 % of benthic oxygen consumption on this station is mediated by ventilation activity of the worms. This leads to an increased oxygen supply to deeper sediment layers, supporting the microbial remineralisation of nutrients and also an enhanced exchange of solutes with the overlying water (DAVEY & WATSON 1995). HEDMAN (2011) reported a solute exchange with the overlying water of  $12 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ( $0.6 \text{ g ww ind}^{-1}$ ,  $800 \text{ lnd m}^{-2}$ ).

Since the 1990s the invasive species of the genus *Marenzelleria* becomes more important also in the DZBC (ARNDT 1994; BLANK et al. 2007). *Marenzelleria* spp. build unbranched L- or J-shaped tubes, which penetrate the sediment down to 25 cm (max. depth: 35 cm) (Zettler 1994). The intensity of solute exchange with  $0.28 \text{ ml ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (RENZ & FORSTER 2013) is comparable to that of *H. diversicolor* (HEDMAN et al. 2011). RENZ & FORSTER (2014) show that the release of ammonium and phosphate, as well as the total oxygen uptake of the sediment (TOU), was stimulated by the presence of *Marenzelleria*, and especially *M. viridis* and *M. neglecta* showed markedly enhanced fluxes of nutrients and oxygen.

Chironomid larvae that are mostly known from limnic ecosystems are also abundant in the DZBC. They become more dominant in the deeper and eastern parts with lower salinity (ARNDT 1994) where they could take over the function of other tube-dwelling organisms. They build U-shaped burrows down to 15 cm depth, which are periodically ventilated (LEWANDOWSKI et al. 2007). These authors found decreased pore water concentrations of nutrients around the burrow walls in comparison to the surrounding sediment. This effect could be explained by the oxygenation of the burrow walls that leads to increased sorption capacities of dissolved P on Fe (III) oxyhydroxids, as well as by the convective transport of dissolved ions through the burrow lumen to the overlying water by pumping activity. The activity of chironomid larvae as well as the activity of oligochaets in the sediment decrease the  $\text{PO}_4^{3-}$  release across the sediment-water interface due to the import of oxidising agents into the sediment but increase the horizontal heterogeneity in the sediment (LEWANDOWSKI & HUPFER 2005; LEWANDOWSKI et al. 2007). It can be assumed, that these processes also take place on the burrow walls of other tube dwelling organism.

Besides the direct bioturbation effects by the movement of the worms, indirect hydrodynamic effects also may take place at the burrow opening that can irrigate the tubes without a living worm inside (ZIEBIS et al. 1996).

Even if the solute transport has the most pronounced effects on sediment chemistry and exchange of nutrients it cannot be separated from particle transport. If solutes are moved through sediments, they take particles with them and vice versa.

The Hydrobiidae, which occur in Dabitz at high abundances, plough through the upper sediment layer and move particles and pore water in the uppermost millimetres of the sediment and the overlying fluff-layer (RYSGAARD & CHRISTENSEN 1995; BLANCHARD et al. 1997; ORVAIN et al. 2006). Our own analysis in the laboratory shows that every individual replace  $0.183 \text{ cm}^3$  of sediment per hour by crawling with a mean velocity of  $6 \text{ mm h}^{-1}$  (KRÖNER unpubl. 2006). According to an average of  $23\,000 \text{ ind. m}^{-2}$  at this sampling station the sediment turnover amounts to around  $4200 \text{ cm}^3 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-2}$  and thus basically mixes the uppermost 5 millimetres of the sediment once per hour.

*Hediste diversicolor* also increases the mixing of particles in the upper centimetres of the sediment. The polychaete is classified as 'gallery-diffuser', whose particle reworking is characterised as similar to diffusion in the dense gallery parts of burrows and non-local transport to the tube bottoms (GERINO & STORA 2003; FRANCOIS et al. 2006). Depending on worm abundance, the burrowing and surface feeding activity of *H. diversicolor* increase sediment erodability. WIDDOWS et al. (2009) showed that at high abundances ( $>1000 \text{ ind. m}^{-2}$ ) and under low current speeds ( $5 \text{ cm s}^{-1}$ ) active sediment resuspension took place.

The *Marenzelleria* species are less effective in sediment transport than *H. diversicolor* (RENZ & FORSTER 2013). Both species show an increased biodiffusion in the biodiffusive layer (1-2 cm), but in contrast to *M. neglecta* non-local particle transport could be detected only for *H. diversicolor* (HEDMAN et al. 2011).

Tubificidae (Olygochaeta) usual burrow in the upper 16 cm of the sediment, but are able to burrow down to 25 cm. They are classified as "conveyor belt species" (RHOADS 1974), ingest sediment at a certain depth and expel this material at the sediment surface with a sediment reworking rate of  $59.7 \pm 10.1 \times 10^{-5} \text{ cm}^3 \text{ ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (FISHER et al. 1980).

The bivalve *Cerastoderma glaucum* burrows in the sediment up to 2 cm sediment depth. Due to the burrowing behaviour of the cockle (TRUEMAN et al. 1966) particles were moved from the surface downwards into the sediment as well as relocated laterally. Depending on the cockle density in the sediment, they increase the sediment erodability and enhance bioresuspension (CIUTAT et al. 2007).

*H. diversicolor* and *C. glaucum* are important filter feeders and are able to control the phytoplankton biomass in shallow waters (RIISGAARD et al. 2004). A part of the ingested organic material is deposited as faecal pellets in deeper sediment layers. This biodeposition supports the flux of organic carbon from the primary production in the water column to the sediments and therefore enhance microbial activity and remineralisation in the sediment (GRAF & ROSENBERG 1997).

As outlined above, life history and specific feeding and locomotion traits identify certain mainly endobenthic species as particularly active in shaping sediment chemistry through bioturbation. In investigations at the Belgian North Sea coast  $BP_c$  was highest with values of  $\sim 10000 \text{ m}^{-2}$  in fine sandy as opposed to silt or coarser sand sediments (BRAECKMAN et al. 2014). The  $BP_c$  of roughly  $15500 \text{ m}^{-2}$  calculated for Dabitz underscores that the community is able to affect the sedimentary habitat massively. The highest effect here is clearly associated with *H. diversicolor* owed to both high numbers and biomass (compare table 3). Abundance of this species varies and may be lower at times. The same is true for abundance of *Hydrobia* spp. but with abundances which can exceed the values used in our calculation 10-fold. We conclude that the bioturbation potential, too, indicates that relatively strong bioturbation effects are to be expected here.

## 5 Conclusion

While wave action at this site is likely to often resuspend surficial sediments, the fauna community present has the potential to mix, stir and resuspend sediment as well. Considering the surface activities of 4000-4200 Hydrobiidae, 1000-7000 *H. diversicolor* and up to 400 *C. glaucum per m<sup>2</sup>*, one can assume a high impact of particle movement in the upper 2 cm of the sediment. Especially the uppermost 2-5 mm may underlie an intense mixing by crawling and graze activities of the organisms.

In the sediment layers deeper than 2 cm the intensity of particle movement decreases and solute exchange becomes more important. Due to high abundances of tube dwelling worms the sediment is influenced down to 25 cm depth. The low and constant phosphate pore water concentration (see Fig. 1) may be an evidence for the pronounced bioturbation influence on this shallow water habitat with two major effects. On the one hand, the burrows increase the oxygenated sediment surface and therefore may enhance the adsorption capacity of the sediment, since  $\text{PO}_4^{3-}$  is adsorbed by iron- and manganese-oxides under oxic conditions (SUNDBY 1992). On the other hand, the oxygenation around the burrows as well as the deposition of organic material to deeper sediment layers stimulate microbial remineralisation. The non-local transport of solutes through the burrows enhances the nutrient fluxes out of the sediment and may also decrease the pore water concentration. The intense bioturbation at this habitat probably leads to a fast turnover of nutrients and may be a partial explanation for the constantly low phosphate concentration even in the water body.

Community bioturbation potential,  $\text{BP}_c$ , has recently been used to estimate the particle reworking potential of faunal assemblages. Calculating this index from monitoring data may emerge as a tool for translating biomass and abundance data into a more functional aspect of the benthos assemblage. The  $\text{BP}_c$  combines wet biomass, abundance and reworking and mobility traits of burrowing macrofauna (QUEIRÓS et al. 2013) into an index indicating a high or low potential influence on sedimentary processes by this local fauna (BRAECKMAN 2014). Based on summer 2013 data in the presence of macrofauna (table 3) typical for location and combined with wet weight measurements not shown, the shallow water area at Dabitz is characterized by  $\text{BP}_c = 15534 \text{ m}^{-2}$  including *Marenzelleria* spp, *H. diversicolor*, *Hydrobia* spp and *C. glaucum*. This value exceeds that of the highest  $\text{BP}_c$  published for sediments at the Belgian North Sea coast (BRAECKMAN 2014; fine sand) and underscores the presence and strong bioturbation influence that benthic macrofauna has in this DZBC sediment.

### Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurde die Makrozoobenthosgemeinschaft in Dabitz, einem Flachwasserstandort der Darß-Zingster-Boddenkette untersucht um die potentiellen Bioturbationseffekte auf die Austauschprozesse an der Sediment-Wasser-Grenzfläche abzuschätzen. Besonderes Augenmerk soll dabei auf die Phosphatdynamik gelegt werden. Die Polychaeten *Hediste diversicolor* und *Marenzelleria* spp., Olygochaeten sowie *Cerastoderma glaucum* und auf Grund ihrer hohen Abundanzen auch *Hydrobia* spp. wurden als bedeutende bioturbierende Arten eingestuft, welche einen ausgeprägten Effekt auf den Flüssigkeitsaustausch wie auch die Partikeldurchmischung haben. Das hohe gemeinschaftliche Bioturbationspotential ( $\text{BP}_c$ ) von  $15534 \text{ m}^{-2}$  lässt auf einen starken Bioturbationseinfluss auf diese

Flachwassersedimente schließen. Dies führt womöglich zu einem schnellen Nährstoffaustausch und niedrigen Phosphatkonzentrationen im Porenwasser.

## Acknowledgment

This study is conducted within the joint research project BACOSA and supported by the Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF).

We want to thank the Bachelor students: Merle Bruhns, Sarah Hoppe and Ulrike Lehmann.

## References

- Aller, R. C., 1980. Quantifying solute distributions in the bioturbated zone of marine sediments by defining an average microenvironment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 44(12): 1955–65.
- Arndt, E. A., 1994. Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos in der Darß- Zingster Boddenkette im Laufe der letzten 25 Jahre unter besonderer Berücksichtigung der Makrozoobenthos - Entwicklung im Saaler Bodden von 1986-1990. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 2.
- Banta, G. T. & M. Holmer, 1999. Effects of two polychaete worms, *Nereis diversicolor* and *Arenicola marina*, on aerobic and anaerobic decomposition in a sandy marine sediment. *Aquatic Microbial Ecology*, 19: 189–204.
- Blanchard, C. F., P. G. Sauriau & V. Cariou-Le Gall, 1997. Kinetics of tidal resuspension of microbiota: Testing the effects of sediment cohesiveness and bioturbation using flume experiments. *Oceanographic Literatur Review*, 44(10): 1118.
- Blank, M., A. O. Laine, K. Jürss & R. Bastrop, 2007. Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species current distribution in the Baltic Sea. *Helgoland Marine Research*, 62(2): 129–41.
- Blümel, C., A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO sowie zum LUNG Projekt - Analyse von Langzeitdatenreihen des Phytoplanktons aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Hinblick auf die Erfordernisse der EU-WRRL.
- Braeckman, U., 2014. Variable Importance of Macrofaunal Functional Biodiversity for Biogeochemical Cycling in Temperate Coastal Sediments. *Ecosystems*, 17(4): 720–37.
- Ciutat, A., J. Widdows & N. D. Pope, 2007. Effect of *Cerastoderma edule* density on near-bed hydrodynamics and stability of cohesive muddy sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 346(1-2): 114–26.
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley, 2006. PRIMER v6. Plymouth: PRIMER-E.
- Davey, J. T. & P. G. Watson, 1995. The activity of *Nereis diversicolor* (Polychaeta) and its impact on nutrient fluxes in estuarine waters. *Ophelia*, 41(1): 57–70.
- Fisher, J. B., W. J. Lick, P. L. McCall & J. A. Robbins, 1980. Vertical mixing of lake sediments by tubificid oligochaetes. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 85(C7): 3997–4006.
- Francois, F., M. Gerino, G. Stora, J.-P. Durbec & J.-C. Poggiale, 2006. Functional approach to sediment reworking by gallery forming macrobenthic organisms: modeling and application with the polychaete *Nereis diversicolor*. *Marine Ecology Progress Series*, 229: 127–36.
- Gerino, M. & G. Stora, 2003. Macro-invertebrate functional groups in freshwater and marine sediments: A common mechanistic classification. *Vie et Milieu*, 53(4): 221–32.
- Graf, G. & R. Rosenberg, 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review. *Journal of Marine Systems*, 11: 269–78.
- Hedman, J. E. J. S. Gunnarsson, G. Samuelsson & F. Gilbert, 2011. Particle reworking and solute transport by the sediment-living polychaetes *Marenzelleria neglecta* and *Hediste diversicolor*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 407(2): 294–301.
- Kristensen, E., T. Hansen, M. Delefosse, G. T. Banta & C. O. Quintana, 2010. Contrasting effects of the polychaetes *Marenzelleria viridis* and *Nereis diversicolor* on benthic metabolism and solute transport in sandy coastal sediment. *Marine Ecology, Progress Series*, 425: 125–39.

- Kristensen, E., G. Penha-Lopes, M. Delefosse, T. Valdemarsen, C. Q. Quintana & G. T. Banta, 2012. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic science. *Marine Ecology Progress Series*, 446: 285–302.
- Lewandowski, J. & M. Hupfer, 2005. Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. *Limnology & Oceanography*, 50(4): 1106–18.
- Lewandowski, J., C. Laskov & M. Hupfer, 2007. The relationship between *Chironomus plumosus* burrows and the spatial distribution of pore-water phosphate, iron and ammonium in lake sediments. *Freshwater Biology*, 52(2): 331–43.
- Nehring, S., 2000. Neozoen im Makrozoobenthos der deutschen Ostseeküste. *Lauterbornia*, 39: 117–26.
- Orvain, F., P.-G. Sauriau, C. Bacher & M. Prineau, 2006. The influence of sediment cohesiveness on bioturbation effects due to *Hydrobia ulvae* on the initial erosion of intertidal sediments: A study combining flume and model approaches. *Journal of Sea Research*, 55(1): 54–73.
- Queirós, A. M., S. Birchenough, J. Bremner, J. A. Godbold, R. Parker, A.R. Ramirez, ...& S. Widdicombe, 2013. A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecology and Evolution*, 3(11): 3958–85.
- Renz, J. & S. Forster, 2014. Effects of bioirrigation by the three sibling species of *Marenzelleria spp.* on solute fluxes and porewater nutrient profiles. *Marine Ecology Progress Series*, 505: 145–59.
- Renz, J. R. & S. Forster, 2013. Are similar worms different? A comparative tracer study on bioturbation in the three sibling species *Marenzelleria arctica*, *M. viridis*, and *M. neglecta* from the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography*, 58(6): 2046–58.
- Rhoads, D. C., 1974. Organism-sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 12: 263–300.
- Riisgaard, H. U., D. F. Seerup, M. H. Jensen, E. Glob & P. S. Larsen, 2004. Grazing impact of filter-feeding zoobenthos in a Danish fjord. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 307(2): 261–71.
- Rysgaard, S. & P. B. Christensen, 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Marine Ecology Progress Series*, 126(1-3): 111–21.
- Schlungbaum, G., H. Baudler & G. Nausch, 1994. Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.*, 2: 5–26.
- Sundby, B., 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology & Oceanography*, 37(6): 1129–45.
- Trueman, E. R., A. R. Brand & P. Davis, 1966. The effect of substrate and shell shape on the burrowing of some common bivalves. *Proc. malac. Soc. Lond.*, 37(97): 97–110.
- Widdows, J., M. Brinsley & N. Pope, 2009. Effect of *Nereis diversicolor* density on the erodability of estuarine sediment. *Marine Ecology Progress Series*, 378: 135–43.
- Zettler, M. L., R. Bochert & A. Bick, 1994. Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Poychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 2: 215–25.
- Ziebis, W., S. Forster, M. Huettel & B. B. Jørgensen, 1996. Complex burrows of the mud shrimp *Callinassa truncata* and their geochemical impact in the sea bed. *Nature*, 382: 619–22.

Svenja KARSTENS\*, Franziska SCHWARK, Stefan FORSTER, Stephan GLATZEL & Uwe BUCZKO

\*University of Rostock, Landscape Ecology and Site Evaluation; Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock, Germany  
svenja.karstens@uni-rostock.de

## Sediment tracer tests to explore patterns of sediment transport in coastal reed beds – a case study from the Darss-ZingstBodden Chain

### Abstract

Common reed (*Phragmites australis*) is an engineer of its own environment. Seawards, reed beds act as a buffer by dissipating wave energy, reducing turbulence and thus sediment suspension. They enhance particle trapping and organic matter accumulation. On the other hand, these wetlands serve as a buffer by trapping wind-eroded particles from the landward side. The objective of this study was to elucidate the interplay of sediment transport with vegetation patterns and topographical characteristics in a coastal reed bed at the *Darss-ZingstBodden Chain*, a lagoon system of four inner coastal water bodies connected to the southern Baltic Sea. Fluorescent sand particles were used to examine the sediment transport pathways in two different parts of the reed bed. Dense reed beds reduced wind speed and severely inhibited sediment transport in the terrestrial part of the reed bed during the first tracer study. The second tracer experiment was carried out in the littoral part of the reed bed and the tracer particles followed the flow channels of the small-scale basins, which in turn are influenced by the reed stands in the water. The fluorescent tracer tests showed that both plant morphology and local-scale topography have an impact on sediment transport processes and deposition patterns.

**Keywords:** sediment tracer test, sediment transport, *Phragmites australis*, coastal wetland

### 1 Introduction

Coastal wetlands and vegetated marine habitats provide various ecosystem services including sediment retention and protection against coastal erosion (ADAME et al. 2010). Partially submerged vegetation dissipates wave energy whereas high sedimentation rates and litter supply raise the seafloor, enabling a buffer mechanism against sea level rise and increased storm and wave action associated with climate change (DUARTE et al. 2013). Higher intensity and frequency of flooding and erosion of vulnerable coastal areas is predicted due to climate change with accelerated sea-level rise, increases in the strength of storm surges and storm-related precipitation as well as increases in the frequency of extreme waves (MEEHL et al. 2007; DUARTE et al.

2013). Apprehending how sediments react to climatic or hydrodynamic forces and how their motions are distributed over space and time is of paramount importance. To understand the long-term shoreline evolution enables society to adapt to future challenges related to coastal erosion and sea-level rise (STIVE et al. 2002; MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2009).

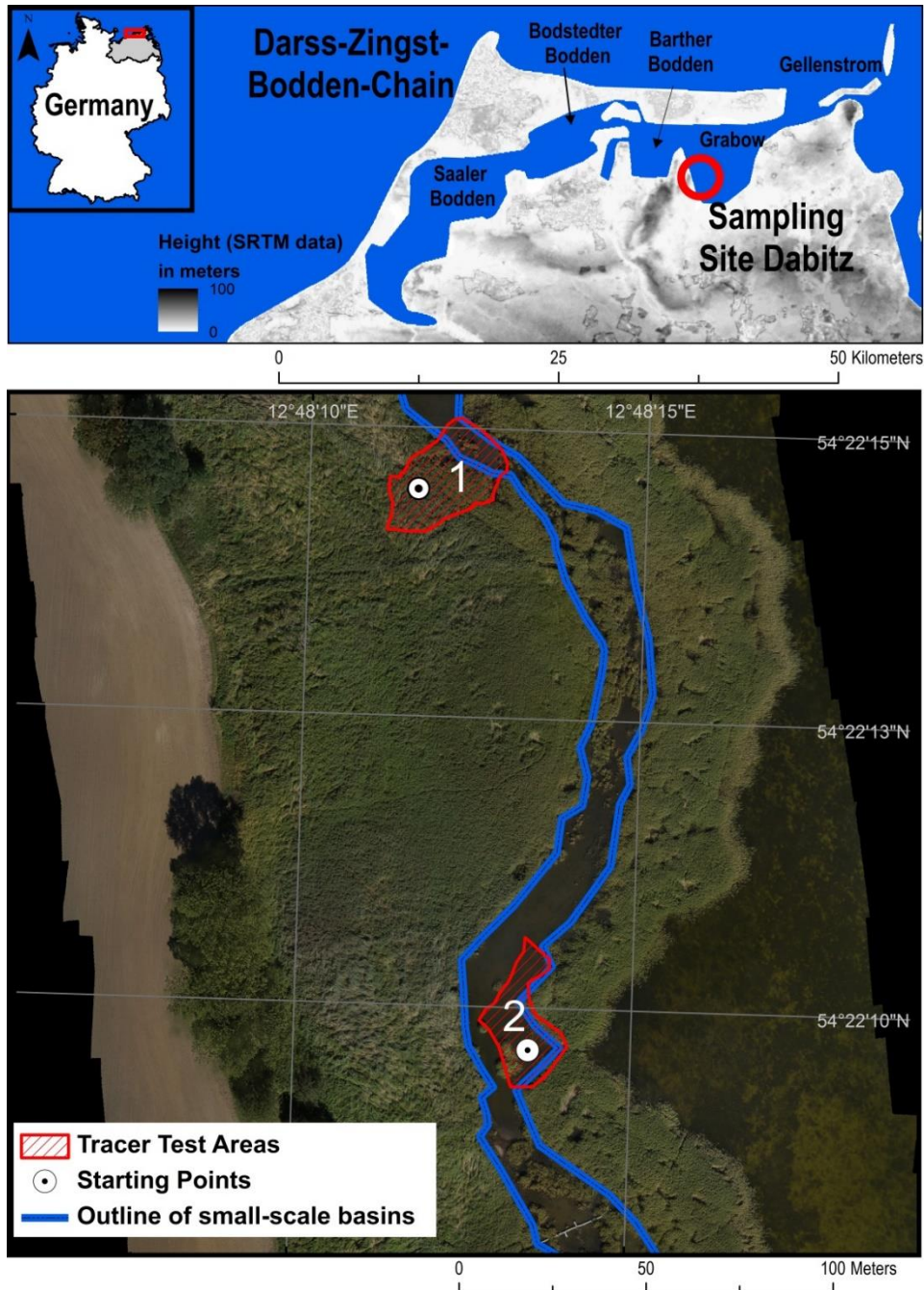
Marshes are among the ecosystems most threatened by sea-level rise and significant marsh loss is projected in sediment-starved coastal areas (STEVENSON & KEARNEY 1996). Increased sediment accretion is needed in the near future in order to allow marshes to keep up with the current rate of sea level rise (ROOTH et al. 2003). Yet, it is not well understood how different plant species affect sediment accretion processes in marshes. Only after a profound look on the behavior of different species, researchers and resource managers will be able to evaluate the differential impacts of sea-level rise on coastal wetlands (REED 1995). ROOTH & STEVENSON (2000) adopted this hypothesis and compared sediment accretion patterns in *Phragmites australis* stands and mixed *Spartina* stands. In the *Phragmites* stands the rates of mineral and organic particle trapping was higher and the authors emphasized that wetlands covered by *Phragmites* may provide an opportunity to counteract sea-level rise and coastal erosion.

The intention of this study is to elaborate the differences of sediment transport within one coastal wetland covered by *Phragmites australis*. Fluorescent sand particles (luminophores) were employed to examine the sediment transport pathways in the terrestrial and the littoral part of a wide coastal reed bed at the *Darss-ZingstBodden Chain*, a lagoon system of four inner coastal water bodies connected to the southern Baltic Sea. Sediment tracer tests are used to track particles and visualize their pathways using uniquely labelled tracers (WHITE 1998). The mapping of the distribution of those luminophores over a specific space and time offers insights into sediment transport patterns (BLACK et al. 2007). In general, three techniques are applied to monitor sediment transport in coastal zones: repeated topographic surveys, sediment traps or sediment tracers (e.g. SHTEINMANN et al. 1998; SEAR et al. 2000; KLEIN et al. 2007; BLACK et al. 2007). With the emergence of radioactive and fluorescent marking techniques in the mid 1950's, sediment tracking started to become more popular and successful. Prior to the adoption of those techniques, the examination of particle motion was done by mathematical modeling or in laboratory flume and wave basin experiments (INGLE 1966). WHITE (1998) referred to tracer experiments as 'point' experiments, since tracers are dispersed at one point and their distribution over space and time is followed. The objective of this study is to elucidate the interplay of sediment transport with vegetation patterns and topographical characteristics in the different parts of the coastal reed bed.

## 2 Study site and methodology

Fluorescent sand particles were used to examine sediment transport pathways in a coastal reed bed at the *Darss-ZingstBodden Chain* (Figure 1). The Darss-ZingstBodden Chain is a lagoon system that was formed after the Weichselian glaciation during the Litorina transgression in an area with glaciogenic basins and meltwater channels (LAMPE 1990; NIEDERMEYER et al. 2011). The entire lagoon system with its four sub-basins covers an area of almost 200 km<sup>2</sup> and salinities decrease from 0-3 PSU in the innermost lagoon to 7-10 PSU in the outermost (SCHUBERT et al. 2003;

SELIG et al. 2007). Wide, monospecies stands of *Phragmites australis* (Cav) Trin. Ex Streudel (common reed) are characteristic for the Bodden coasts and the plant tolerates the salinities at the outermost bodden without problems (LAMPE 2002; KARSTEN et al. 2003). The topography of the coastal reed bed at our study site Dabitz is heterogeneous with small-scale basins and fluctuating water levels. Such small-scale basin morphology is common within reed beds along the Darss-ZingstBodden Chain. The adjacent land is agriculturally used and soils were classified as luvisols (VOIGTLAND 1983).



**Fig.1:** Location and sketch of the study site at the Darss-ZingstBodden Chain in Mecklenburg-Western Pomerania, northeast Germany. The reed bed is very wide with a variety of small-scale basins inside.

The first tracer study was carried out during the winter storm *Xaver* in December 2013 inside the terrestrial part of the reed bed with high vegetation density. The second tracer test was conducted in August 2014 in a small-scale basin within the littoral reed (Figure 1). Tracer experiments allow the exploration of sediment mobility on a timescale of a few hours to several months and can elucidate sediment transport pathways (SCHWARZER 1989). The pink fluorescent tracer particles with diameters between 0.063 and 0.2 mm used in this study were produced by the company *Partrac* (Newcastle upon Tyne, UK). The pink color which luminesces under UV light allows the tracers to be identified unequivocally in the sediment samples (BLACK et al. 2007). Prior to the experiments, sediments from the coastal reed bed were analyzed and the median particle diameter was found to be 0.2 mm in the upper 0-2 cm sediment surface layer.

The first tracer study was carried out on the 27<sup>th</sup> of November 2013: 2 kg of luminophores were dispersed inside the terrestrial part of the dense reed bed and approximately 10 m away from the basin structures (Figure 1). The fluorescent tracer particles were scattered homogeneously within a 2 m<sup>2</sup> area, rather than at a single point, in order to avoid superimposition and interaction among tracer particles. Detailed sediment sampling to elucidate the spatial transport patterns of luminophore particles took place three weeks thereafter on the 17<sup>th</sup> of December. Samples were taken approximately every 1-2 m<sup>2</sup> with a soil sample ring (250 cm<sup>3</sup>, internal diameter 72 mm) within a 600 m<sup>2</sup> area and the spatial locations were recorded for each sampling position using GPS. Since westerly winds dominated during the tracer study, the sampling raster was adapted and enlarged eastwards. Topographic features (e.g., elevation, depressions, rills, animal pathways) as well as vegetation and litter status were noted for each sampling point. Vegetation and litter status was categorized for each sampling location into 10 classes with values between 0 (no vegetation, no litter) and 10 (very dense vegetation, thick litter layer). Comprehensive vegetation mapping was done before and after the tracer experiment. Leaf area (cm<sup>2</sup>) per culm was calculated as length×width×0.51+5.7 (ONDOK 1968, SCHIEFERSTEIN 1997). Since the local weather station was temporarily damaged during the storm *Xaver* in December, weather data from the nearby Station in Barth of the German Meteorological Service were used for further analyses.

The soil samples were dried at 105 °C overnight and homogenized. Thereafter, three sub-samples of 0.25 g were taken from each sample for further analysis. Prior to the experiment 0.0011 g of tracer material was analyzed under a microscope and the particles were counted. Accordingly, we could extrapolate that 2 kg of tracer material contains approximately  $1.8 \times 10^9$  luminophore particles. Assuming a homogenous distribution of luminophore particles within the area of 600 m<sup>2</sup>, a sampled area of 0.0082 m<sup>2</sup> per sampling point and mean dry soil bulk density of 0.386 g cm<sup>-3</sup>, 64 tracer particles would be found in one 0.25 g sub-sample. Therefore we expected a sufficient number of luminophore particles within one sub-sample, although the results showed that the assumption of total homogeneity was not met. All sub-samples were photographed three times in a black box under UV-light (UV-C 254 nm and UV-A 366 nm) and the number of luminophores was counted using the software *VisionBuilder* (RENZ & FORSTER 2013) (Figure 2).

For the second tracer study, 1.5 kg of luminophores were released in suspension inside a basin in the littoral part of the reed bed (Figure 1). The focus was on the basin structure and the total sampling area of 439 m<sup>2</sup> was selected accordingly. During the second tracer study, south-westerly winds predominated and consequently the sampling raster was adjusted to this wind direction. Sampling was carried out already

on the next day. A “stamp-technique” with grease-coated cards was used to collect samples (see INGLE 1966). For this purpose waterproof cards otherwise used as photographic paper were cut into 8x8 cm squares and coated with Vaseline. The cards were attached to a wooden pole and pressed onto the sediment surface (Figure 2). Sediment stuck to the grease-coated cards and was pinned along with the corresponding sample number to a sample board for later analysis. This technique is described in detail by INGLE (1966) who modified the sampling procedure from INMAN & CHAMBERLAIN (1959). Applying this method it must be taken into account that vertical movements and incorporation of luminophores tracers into deeper sediment layers are left out of consideration (SCHWARZER 1989). As sampling took place within the next 24 hours this was accepted. The grease-coated cards were dried and subsequently, as in the first tracer study, photographed under UV-light in a black box and the number of luminophores counted with the software *VisionBuilder* (RENZ & FORSTER 2013).

For the second tracer test a digital elevation model from a UAS (unmanned aerial system) flight could be used to study topographic differences and vegetation patterns. Therefore, no individual locational data had to be collected for the sampling points. The first UAS flight took place on the 12<sup>th</sup> of March 2014. Water level at that time was very low and almost no water covered the basin areas in the reed bed. This allowed the recording of the bathymetry of the basin structures. The second flight took place on the 29<sup>th</sup> of August during vegetation maximum shortly after the second tracer study. The UAS images were georeferenced with 20 ground control points. The digital elevation model with a resolution of 0.07596 m per Pixel, a point density of 533006 points per m<sup>2</sup>, and a vertical resolution of 0.02 m was analyzed using the software ArcGIS (ESRI, USA). The raster calculator and the conversion tools were used to extract areas with specific depths.

Weather data from the local weather station were used for evaluation of wind speeds. Mean flow velocity and flow direction were measured with a 3D acoustic Doppler velocimeter (Vector, Nortek, Figure 2). The velocimeter measurements consist of three velocity components (X,Y,Z) based on an acoustic echo from particles moving through the cylindrical measuring volume which is located approximately 10 cm from the base of the three sensors. A data output rate of 16 Hz was chosen, separated into bursts with 4800 samples within 300 seconds (DEVARD et al. 2003; NEUMEIER & AMOS 2006; NEUMEIER et al. 2013; WANG et al. 2014). Matlab’s 3-D quiver function was used to simulate flow paths during the second tracer experiment. The three-dimensional quiver plot pictures vectors with velocity components.

Wind attenuation profiles were created by comparing wind speeds inside the dense reed stands at several heights with wind speeds measured at 2 m height. Wind speed at 2 m height was recorded by a permanently installed weather station located at the border of the reed bed (*DALOS 353-W, Germany*). A smaller wireless weather station (*PCE Instruments, Germany*) was placed inside the reed at five different heights ranging between 10 and 135 cm. In total, 29 hours of wind speed data during 11 different days were collected and compared with wind speeds at 2 m height. Water level loggers (*Solinst, Canada*) were deployed in January 2015 to check if water level fluctuations at the study site Dabitz match the water level fluctuation at Barth, the nearest official gauge operated by the waterways and shipping office Stralsund.



**Fig.2:** (A) Fluorescent tracer particles under UV light (only tracer particles without “normal” sediment particles) (B) Wireless weather station inside reed stands to measure wind attenuation. (C) Usage of the stamp sampling device with grease-coated cards in a muddy area of the basin. (D) The 3D acoustic Doppler velocimeter (*Vector – Nortek*) measures three velocity components (X, Y, Z) based on an acoustic echo from particles.

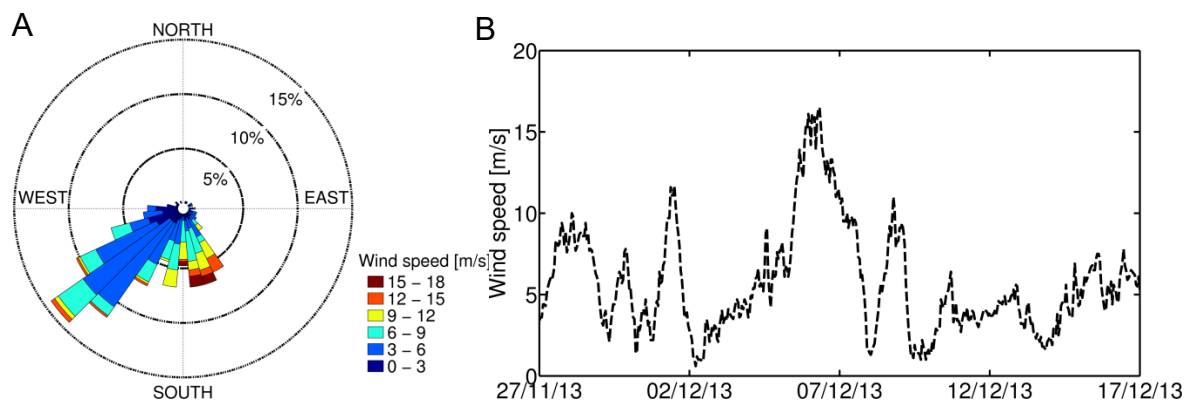
### 3 Results

#### 3.1 First tracer test (terrestrial part)

In early December 2013, the winter storm *Xaver* with maximum wind speeds of 16 m/s was the most important event during the first tracer study. Wind direction throughout the tracer test varied between south and southwest (Figure 3). The vegetation mapping before and after the first tracer study showed that the vegetation density did not change significantly during this period. The *Phragmites* stems resisted the storm *Xaver* and did not crack, but more leaves fell and the thickness of the litter layer increased compared with the conditions prior to the storm.

**Tab.1:** Summary of weather parameters during the first tracer study (27<sup>th</sup> of November – 17<sup>th</sup> of December 2013). All parameters were recorded by the DWD weather station in Barth, except soil temperature. Soil temperature was recorded using a weather station (*DALOS 535-W*) located directly at the sampling site, but recording of soil temperature started on 10-12-2013 in 5 cm depth.

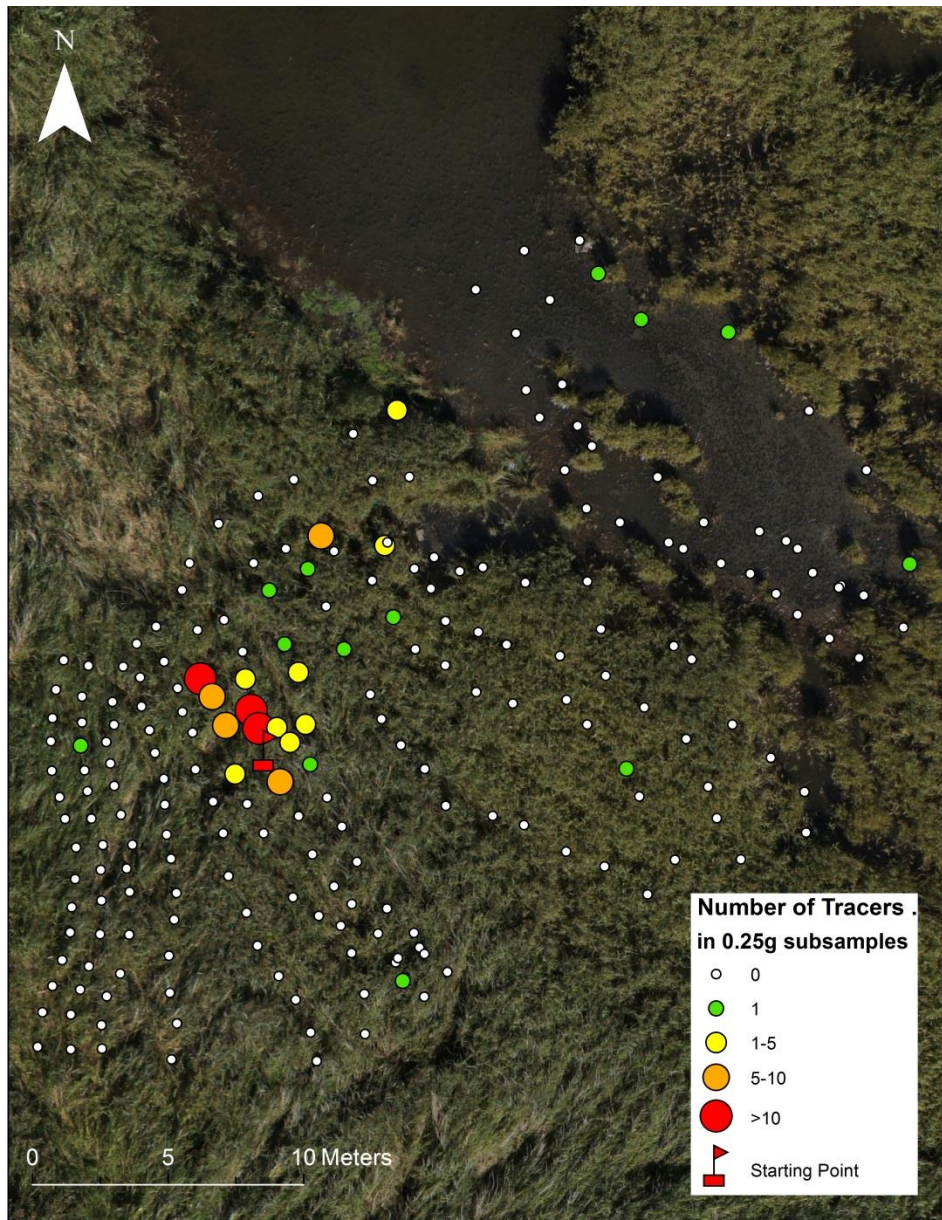
Mean wind speed	Mean wind direction	Mean air temperature	Mean soil temperature	Total precipitation
5.6 m/s	240.5°	4.3°C	4.7°C	44.1 mm



**Fig.3:** (A) Wind rose for the first tracer study. (B) Timeline of wind speed. Hourly values recorded between the 27<sup>th</sup> of November and 17<sup>th</sup> of December 2013 (Data from DWD weather station Barth).

During the study interval, ground frost did not occur (soil T > 3.9 °C) and the particles did not freeze on the ground (Tab. 1). Total precipitation during the three week study interval of the first tracer test was 44.1 mm. Daily maximum precipitation with 19.1 mm occurred on Dec 8 during the winter storm *Xaver*. However, rainfall within 6 hours was 13.5 mm and hence below the threshold for a heavy rain event (i.e., >20 mm within 6 hours according to DWD). According to KOPPE&STOZEK (1999), this is categorized as a “moderate rainfall”. Therefore, precipitation is probably of minor significance as a driver for erosion.

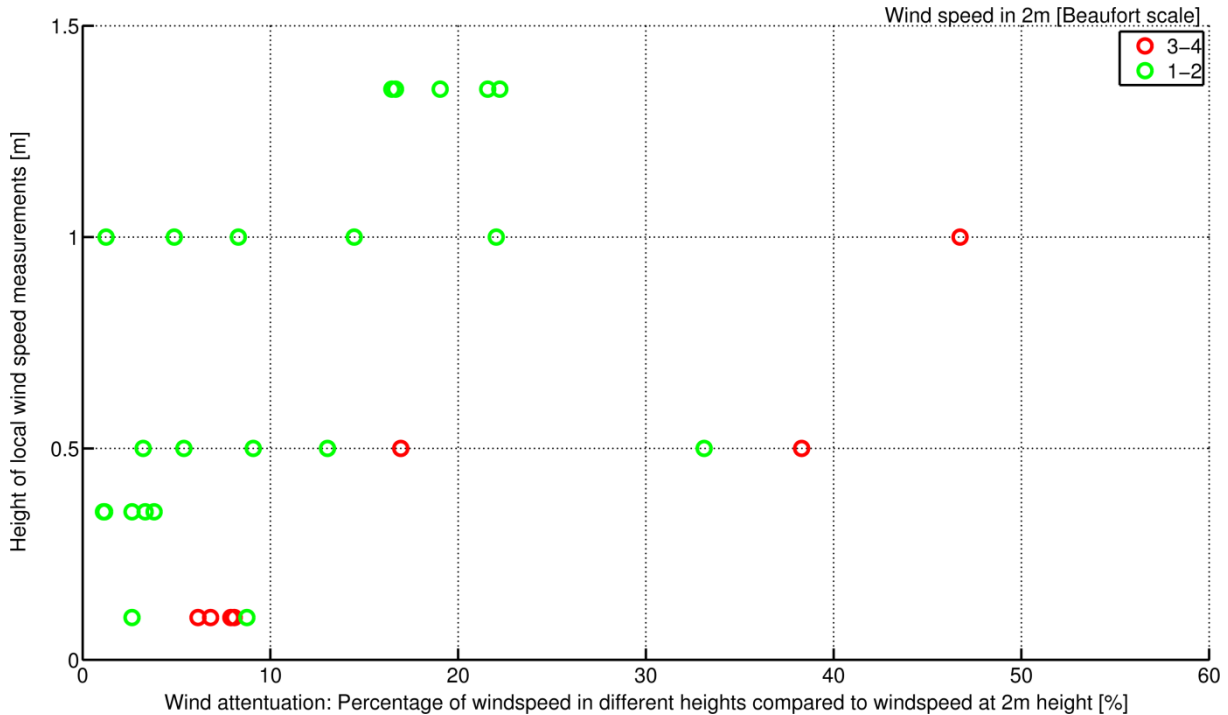
After three weeks, 63 % of the deployed tracers were still found at the starting point. Only in 29 samples out of 225, luminophores were found (Figure 4). At 15 sampling points more than one tracer particle was found in the sub-samples, whereof only three sampling points were located beyond a 5 m radius from the starting point. For those three sampling points in the north the vegetation density was comparatively low (2-3 on a scale of 0-10). No luminophores were found at sampling points with high vegetation densities (8-10 on a scale of 0-10). Furthermore, thirteen of the sampling points at which several tracer particles were retrieved, featured “pathways”, “rills” or “traces of trampling” according to the field protocol. While on the majority of rills and animal pathways no tracers were found, it cannot be excluded that those topographic structures function as pathways for sediment transport.



**Fig.4:** Result of the first tracer test. The symbols denote the location of sampling points and the number of tracer particles retrieved in 0.25 g subsamples (3 replicates per sampling point; total n= 225). The aerial image was taken in August 2014.

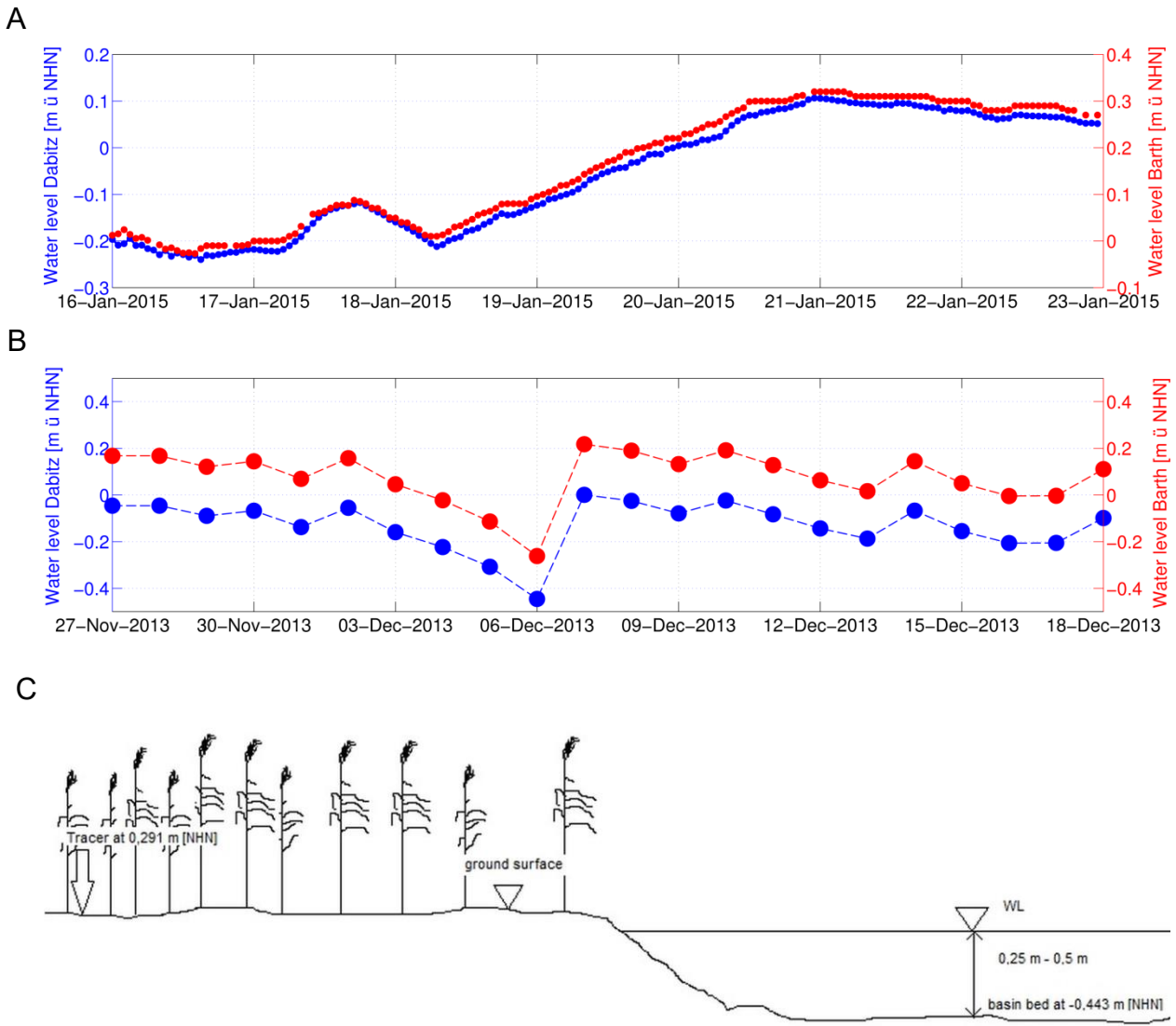
The results suggest that wind-energy was effectively buffered by the dense reed stand such that even under such an extreme event as storm *Xaver*, almost no sediment transport occurred. The wind attenuation profiles for the dense reed bed support this finding. Below 50 cm, less than 10 % of the wind speed compared to those at 2 m height was measured (Figure 5). Up to 1.5 m height, the wind in the reed bed is attenuated by more than 50 %. This is due to the high amount of biomass in the terrestrial part with a maximum of 8.37 kg m<sup>-2</sup> in August, a decrease during fall and winter to 3.6 kg m<sup>-2</sup> and a minimum of 1.72 kg m<sup>-2</sup> in March (after ice drift). Stem density goes down from 550 stems per m<sup>2</sup> in August to 350 stems in November and 250 stems in March. During the growing season in May when most shoots appeared, leaf area per stem was 90 cm<sup>2</sup>. The leaf area reached its maximum in September with 670 cm<sup>2</sup> per culm and went down to 390 cm<sup>2</sup> in November. In January, no leaves were left on

the Phragmites stand, since presumably they had been completely incorporated into the litter layer on the ground. Litter mass in the terrestrial reed stands is  $517 \pm 151$  g per  $m^2$  in November and  $825 \pm 25$  g per  $m^2$  in January. Water content of the sediment in 0-2 cm depth in the terrestrial part of the reed bed is  $59.5 \pm 15$  mass-% and increases toward the transitional part of the reed bed where water content reaches values up to 89 %.



**Fig. 5:** Wind attenuation profiles recorded within the reed bed. Wind speeds (averages over 1 hour) in 2m height were compared to wind speeds at different heights between 10 and 135cm inside the reed bed ( $n = 29$  hours of wind data during 11 days).

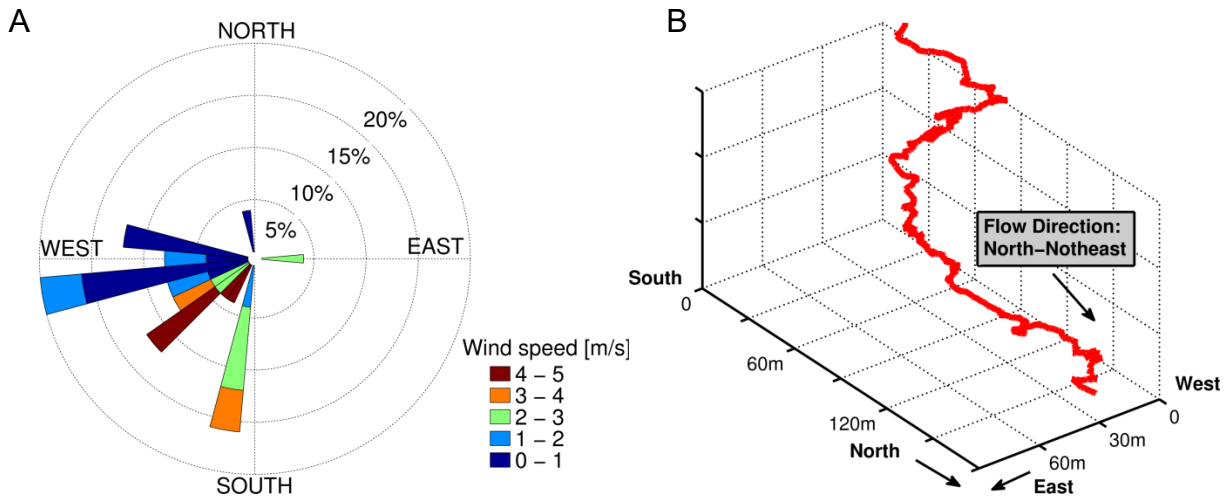
During storm *Xaver* the water level at the official gauge station at Barth dropped initially on the 5<sup>th</sup> and 6<sup>th</sup> of December by half a meter, but flushed back on the next day (Figure 6 B). Data from the applied water level logger at our study site showed that the water level fluctuations at Dabitz and Barth correlate significantly (Figure 6 A;  $R^2 = 0.9054$ ) and thus the water level fluctuations at the study site Dabitz could be calculated. The tracer material was deployed in the terrestrial part of the reed bed at 0.29 m [NHN] and the water level fluctuations show that the tracer material was not exposed to waves or currents during storm *Xaver* (Figure 6 C). Thus, transport due to flushback effects in the Bodden during storm *Xaver* can be excluded.



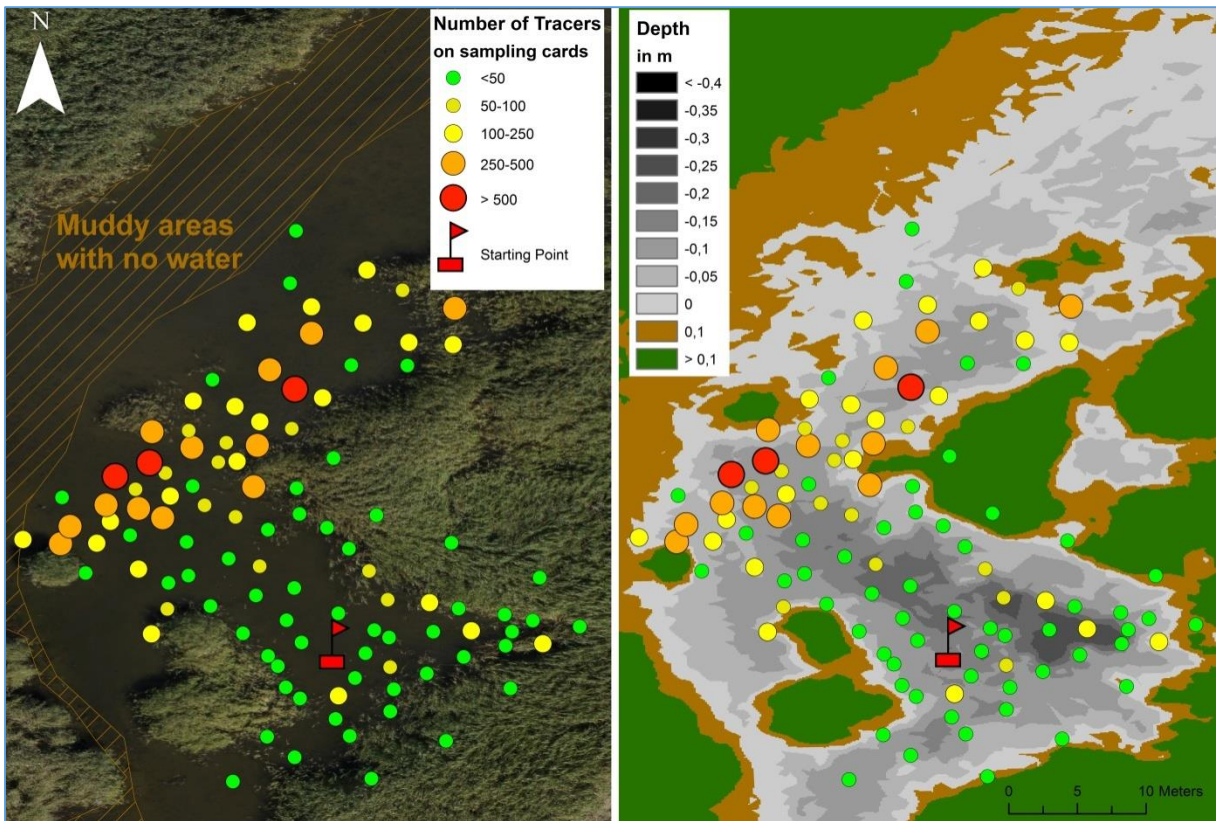
**Fig. 6:** (A) Water level fluctuations at the study site Dabitz, measured with *SolinstLevelloggers*, and water level fluctuations at Barth measured by the waterways and shipping office Stralsund. (B) Measured and calculated water level fluctuations during the first tracer test. (C) Schematic sketch of the tracer test stating point and the adjacent basin structures.

### 3.2 Second tracer test (littoral part)

During the second tracer experiment in the basin the mean wind speed did not exceed 5 m/s and wind direction was mainly from southwest. The mean flow velocity was 0.0172 m/s and flow direction reflected the wind path with water movement from south-southwest to north-northeast (Figure 7). This pattern is reflected in the results of the tracer distribution. Most luminophores were counted along the deeper channels in the north and north-east (Figure 8).



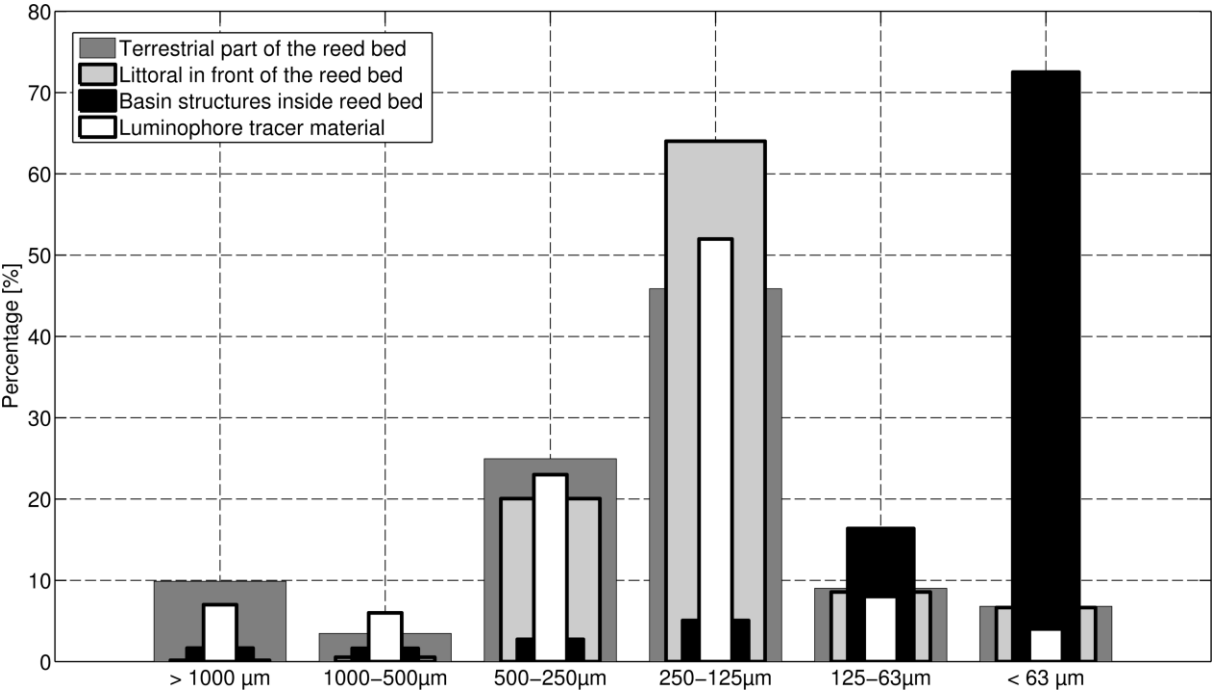
**Fig. 7:** (A) Wind rose for the second tracer study. (B) Simulated flow path of a particle using the XYZ velocity components of the acoustic Doppler velocimeter at the starting point of the tracer study (path over 24 hours: 2014-08-12 noon until 2014-08-13 noon).



**Fig. 8:** Result of the second tracer test (n=108). The left figure shows the aerial image taken on the 29<sup>th</sup> of August. On the right side the bathymetry of the basin structures is displayed.

While almost no sediment transport occurred in the dense terrestrial reed stand during the first tracer test, the fluorescent particles which were released in suspension in the littoral basin during the second tracer experiment moved far and fast. Tracer particles were recovered as far as 30 m away from the starting point (Figure 8). The highest numbers of tracer particles were found in the north-northeast along the deeper flow channels. These flow channels were clearly visible during the field sampling. Comparatively few particle tracers were found within reed stands bordering the basin structures. Wind direction gave the impulse for the direction of water movement, but the bathymetry of the basin modified the water flow and consequently the sediment transport patterns.

An important aspect of the second tracer study is that the grain size distribution of the tracer material does not reflect the grain size distribution of the basin sediments (Figure 9). This was known prior to the study and the aim of the second tracer study was to investigate how particles from the terrestrial or the littoral part would be transported in the basin areas. The tracer material with a median grain size of 207  $\mu\text{m}$  reflects well the sediments surrounding the basin structures. Median grain size in the adjacent littoral ranges between 177-190  $\mu\text{m}$  (BITSCHOFSKY et al. 2015) and around 209  $\mu\text{m}$  in the terrestrial part of the reed bed. The basin structures are therefore enclosed by sediments with larger grain sizes and our second tracer study demonstrates that particles entering from the littoral or the terrestrial side are effectively transported within the basin structures along the deep flow channels.



**Fig. 9:** Grain size distribution of sediments in the terrestrial part of the reed bed, in front of the reed, in the basin structures and of the fluorescent tracer particles.

## 4 Discussion

The fluorescent tracer tests show that both vegetation characteristics and local-scale topography have an impact on sediment transport processes and deposition patterns. In the first tracer study in the terrestrial part, the dense reed stands reduced wind speed and thereby effectively inhibited sediment transport by wind. After three weeks, 63 % of the deployed tracers were still at the starting point and the few tracers found further away than 5 m were located in spots with low vegetation density, with rills or animal traces. In contrast, in the second tracer test, the fluorescent particles moved fast and far within the small-scale basin of the littoral reed and followed the deeper flow channels which in turn are influenced by the reed stands in the water. Water flow direction measured at the starting point of the second tracer test was north-northeast but comparatively few tracers were found directly north-northeast of the starting point. This suggests that water and particle movement are modified by the bathymetry of the flow channels. At the bend to the right of the deep flow channel (Figure 8), water movement is presumably reduced, particles can settle down and consequently most tracers are found at the curve of the flow channel. The reed stands around the small-scale basin and inside the basin impact water movement and the bathymetry on a longer time-scale. Vegetated coastal habitats in general have a direct impact on the attenuation of flow energy via friction and thus directly reduce the risk of coastal erosion. But their ability to trap and accumulate sediment and thereby to change the bathymetry is of higher importance for shoreline protection (DUARTE et al. 2013).

The most relevant characteristics of vegetated coastal habitats that decide about their capability to protect the coast against erosion events is their specific location and geometry with respect to the considered event (waves, storm surges, tsunamis or currents) (DUARTE et al. 2013). Also MÖLLER & SPENCER (2002) state that the local-scale topography of wetlands determines to which extent the wave energy is reduced. Vegetation density, species composition, the type of sediment substrate and the quality and abundance of the aboveground biomass modify energy attenuation (BOUMA et al. 2005; DUARTE et al. 2013). But it is not only the geometry of the vegetated coastal wetlands as a whole, but also the geometry of each individual plant. The morphology of roots, stems and canopies affects the attenuation of waves and currents. MÖLLER et al (2011) measured in a reed bed at the southern Baltic Sea wave height attenuation of 2.6 % m<sup>-1</sup> in a sheltered study site and 11.8 % m<sup>-1</sup> at an exposed site at the transition from open water to reed vegetation. Biomass and stem density are high at the study site Dabitz. The stem density with 550 stems per m<sup>2</sup> in summer is comparable to other sites at the Southern Baltic Sea (e.g., 434 and 483 stems per m<sup>2</sup> at two study sites at the Pomeranian Bight, MÖLLER et al. 2011, and 179-425 stems per m<sup>2</sup> north of our study site Dabitz, VOIGTLAND 1983), but much higher compared to values of brackish *Phragmites* sites in North America (11-125 stems per m<sup>2</sup>, six different sites, MEYERSON et al. 2000). Leaf area at our study site Dabitz was higher throughout the year than the leaf area measured by VOIGTLAND (1983) in 1981 and 1982 a few kilometers north, but comparable to other *Phragmites* sites in northern Germany (SCHIEFERSTEIN 1997). The high vegetation density at Dabitz explains the strong wind attenuation inside the reed. Wind speed at the sediment surface was less than 10 % of that measured at 2 m height. In addition, the high water content of the sediment ranging between 38-89 mass-% increases the threshold for wind erosion. It is well known that substantial moisture content in the surface sediments decreases the aeolian erosion potential due to capillary and adhesion forces significantly (CORNELIS et al. 2004; BAUER et al. 2009).

The possibility of aeolian sediment transport was hampered by the high vegetation density and soil moisture.

The litter layer inside the reed bed at the study site Dabitz was extremely thick during the first tracer test and proved to be another important parameter in preventing erosion. SCHIEFERSTEIN (1997) examined the litter layer in 12 different *Phragmites* stands in northern Germany. Depending on the location the litter layer varied between 132-711 g m<sup>-2</sup>. In this context the mass of the litter layer in Dabitz with 517-825 g m<sup>-2</sup> between November and January can be considered as high. While little quantitative data about the effect of litter on depositional processes in marsh areas is available, it is generally acknowledged that litter increases the roughness of the floor. The enlarged friction impacts water movement and supports particle settlement. Decomposed litter and trapped minerals and organic material will ultimately be incorporated into a newly formed sediment layer (FREY & BASAN 1978; REED 1995; ROTH et al. 2003). According to ROTH et al. (2003) the abundance of concentrated litter on marsh surfaces covered by *Phragmites* is responsible for the efficient trapping of organic and mineral matter in reed beds. At their study site Chesapeake Bay the yearly rate of accretion for a *Phragmites*-dominated system was 0.95 cm. This high rate compared to other marsh systems was explained among others by the high productivity of *Phragmites* and the absence of litter export in the mid-marsh regions. An earlier study revealed that 50 % of the accretion inside *Phragmites* dominated wetlands is organic, probably resulting from the litter, while the littoral part of the wetland is prone to wave action and dead material can be exported (ROTH & STEVENSON 2000). In coastal wetlands dominated by *Phragmites* the sediment floor is continuously covered by dead plant material (ROTH 2003). Monthly vegetation mapping at the study site Dabitz supports this statement. While the litter layer increases in autumn, it never vanishes and also during summer time the sediment surface is covered by dead plant material.

DUARTE et al. (2013) noted that vegetated habitats may not always be sufficient to protect the coastline due to seasonal and inter-annual variations in the vegetation cover. In contrast to other marsh systems, vegetation density in *Phragmites* dominated marshes does change over the year but is never low. Hence seasonality presumably does not have a big impact on the coastal protection function of reed beds. While during winter time the thick litter layer on the floor supports erosion control, the large amounts of leaves during summer support the attenuation of wind and precipitation energy and decrease erosion activities.

In contrast to artificial coastal protection structures, vegetation ecosystems can adapt to changes in sea level and wave energy by sediment accretion (DUARTE et al. 2013). The large mud layer in the basins of the reed bed at the study site Dabitz and the thick litter layer in the terrestrial part are signs that accretion rates might be high. In contrast to the terrestrial tracer study more fluorescent tracer particles moved in the littoral tracer study, but the movement of tracer particles was bound to the existing deep flow channels. These flow channels may be enclosed or vanish in the near future if the reed productivity remains high. This is an objective of an ongoing study with aerial images and digital elevation models at the study site Dabitz and definite statements cannot be made yet.

## 5 Conclusion

The fluorescent tracer tests show that besides the direct drivers for transport (e.g. wind speed, wave height etc.) both plant morphology and local-scale topography have an impact on sediment transport processes and deposition patterns. Dense reed beds reduce wind speed and inhibit sediment transport severely. In the small-scale basin particle transport follows the flow channels which in turn are influenced by the reed stands in the water. Both tracer experiments underline the importance of *Phragmites australis* regarding coastal protection with its ecosystem service of wave, current and wind attenuation.

### Zusammenfassung

Schilf ist ein Ingenieur seiner eigenen Umgebung. Seewärts wirkt die Küstenvegetation als Puffer indem Wellenenergie abgeschwächt wird und Turbulenzen reduziert werden. Auch landwärts fungieren Schilfgebiete als Puffer indem sie Windenergie dämpfen. Ziel dieser Tracer-Studien war es, das Zusammenspiel von Sedimenttransport mit Vegetationsmuster und Topographie zu untersuchen. Fluoreszierende Partikel wurden verwendet, um die Sedimenttransportwege in zwei verschiedenen Bereichen eines Schilfgürtels an der Darß-Zingster-Boddenkette zu visualisieren. Im terrestrischen Teil des Schilfgürtels reduzierte der dichte Vegetationsbestand die Windgeschwindigkeiten und hemmte den Sedimenttransport während des ersten Tracer Tests. Das zweite Tracer Experiment wurde in den Beckenstrukturen des litoralen Bereichs durchgeführt. Die Wind- und Strömungsrichtung war von Süd-Ost nach Nord-West. Die Transportwege der Partikel wurden jedoch durch die Bathymetrie der Beckenstrukturen modifiziert und der Partikeltransport folgte den tieferliegenden Strömungskanälen, welche wiederum durch den Schilfbestand in den Beckenstrukturen beeinflusst werden. Die Tracer Tests zeigten, dass sowohl Pflanzenmorphologie als auch die lokale Topographie signifikante Auswirkungen auf Sedimenttransportprozesse und Ablagerungsmuster haben.

### Acknowledgments

This research is part of the project “Baltic Coastal System Analysis (BACOSA)” and is funded by the German Federal Ministry of Education and Research (FONA – Research for Sustainable Development; project number 03F0665A).

### References

- Adame, M.F., D. Neil, S.F. Wright & C.E. Lovelock, 2010. Sedimentation within and among mangrove forests along a gradient of geomorphological settings. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86 (1): 21–30.
- Bauer, B., R. Davidson-Arnott, P. Hesp, S. Namikas, J. Ollerhead & I. Walker, 2009. Aeolian sediment transport on a beach: Surface moisture, wind fetch, and mean transport. *Geomorphology* 105 (1-2), 106–116.
- Bitschowsky, F., S. Forster, M. Powilleit & C. Gebhardt, 2015. Role of macrofauna for the exchange processes between sediment and water column in an inner coastal water of southern Baltic Sea (Darß-Zingst Bodden Chain, Grabow). *Rostocker Meeresbiologischen Beiträge* 25.

- Black, K., S. Athey, P. Wilson & D. Evans, 2007. The use of particle tracking in sediment transport studies: a review. *Coastal and Shelf Sediment Transport*. Geological Society of London 274: 73–91.
- Bouma, T.J., M.B. de Vries, E. Low, G. Peralta, I.C. Tánčzos, J. van de Koppel & P.M.J. Herman, 2005. Trade-Offs Related To Ecosystem Engineering: A Case Study On Stiffness Of Emerging Macrophytes. *Ecology* 86 (8): 2187–2199.
- Cornelis, W.M., D. Gabriels & R. Hartmann, 2004. A Conceptual Model to Predict the Deflation Threshold Shear Velocity as Affected by Near-Surface Soil Water. *Soil Science Society of America Journal* 68 (4), 1154–1161.
- Drevard, D., A. Meure, V. Rey, J. Piazzola & A. Dolle, 2003. Partially Reflected Waves Measurements Using Acoustic Doppler Velocimeter (ADV). The proceedings of the Thirteenth International Offshore and Polar Engineering Conference: Honolulu, Hawaii, USA, 25-30<sup>th</sup> of May 2003.
- Duarte, C.M., I.J. Losada, I.E. Hendriks, I. Mazarrasa & N. Marbà, 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate change* 3 (11): 961–968.
- Frey, R. & B.P. Basan, 1978. Coastal salt marshes. In: Davis, R.A. Jr. (ed.), *Coastal Sedimentary Environments*, Springer, New York, pp. 225-301.
- Ingle, J., 1966. The movement of beach sand. *Developments in sedimentology* 5, 1–221.
- Inman, D. & T.K. Chamberlain, 1995. Tracing beach sand movement with irradiated quartz. *Journal of Geophysical Research* 64: 41–47.
- Karsten, U., R. Schumann & K. Witte, 2003. Filter zwischen Land und See: Darß-Zingster Boddengewässer. *Biologie unserer Zeit* 33 (1), 46–55.
- Klein, M., D. Zviely, E. Kit & B. Shteinman, 2007. Sediment Transport along the Coast of Israel: Examination of Fluorescent Sand Tracers. *Journal of Coastal Research* 236: 1462–1470.
- Koppe, P. & A. Stozek, 1999. *Kommunales Abwasser*. Vulkan-Verlag GmbH, Essen.
- Lampe, R., 1990. Symposium in Greifswald: The “Bodden” waters of the GDR — natural conditions and problems of their usage. *GeoJournal* 20 (4), 428.
- Lampe, R. (Ed.), 2002. Holocene evolution of the south-western Baltic coast - geological, archaeological and paleo-environmental aspects: Field meeting on INQUA Subcommission V Sea-level Changes and Coastal Evolution; Western Europe, September 22-27, 2002. *Greifswalder Geographische Arbeiten* 27. Ernst-Moritz-Arndt-Univ., Greifswald.
- Meehl, G.A., T.F. Stocker, W.D. Collins, P. Friedlingstein, A.T. Gaye, J.M. Gregory, A. Kitoh, R. Knutti, J.M. Murphy, A. Noda, S.C.B. Raper, I.G. Watterson, A.J. Weaver & Z.C. Zhao, 2007. Global Climate Projections. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller (eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Meyerson, L.A., K. Saltonstall, L. Windham, E. Kiviat & S. Findlay, 2000. A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management* 8: 89–103.
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, 2009. Regelwerk Küstenschutz Mecklenburg Vorpommern. [service.mvnet.de/\\_php/download.php?datei\\_id=111879](http://service.mvnet.de/_php/download.php?datei_id=111879)
- Möller, I., J. Mantilla-Contreras, T. Spencer & A. Hayes, 2011. Micro-tidal coastal reed beds: Hydro-morphological insights and observations on wave transformation from the southern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92 (3): 424–436.
- Möller, I. & T. Spencer, 2002. Wave dissipation over macro-tidal saltmarshes: effects of marsh edge typology and vegetation change. *Journal of Coastal Research* SI36: 506–521.
- Neumeier, U., Poulin, P., Rogé, M., Morissette, A., Huard, A.-M. (2013): Morphology and evolution of salt marsh pans in the Lower St. Lawrence Estuary. In: *Proceedings of Coastal Dynamics 2013*, SHOM, Brest (France) [Bonneton, P., Garlan, T. (eds.)], pp. 1275-1286.
- Neumeier, A. & C.L. Amos, 2006. The influence of vegetation on turbulence and flow velocities in European salt-marshes. *Sedimentology* 53 (2): 259–277.
- Niedermeyer, R.-O., R. Lampe, W. Janke, K. Schwarzer, K. Duphorn, H. Kliewe & F. Werner, 2011. Die deutsche Ostseeküste. *Sammlung geologischer Führer*. Band 105. pp. 370.
- Ondok, J.P., 1968. Measurement of leaf area in *Phragmites communis* Trin. *Photosynthetica* 2 (1), 25-30.

- Renz, J. & S. Forster, 2013. Are similar worms different? A comparative tracer study on bioturbation in the three sibling species *Marenzelleria arctia*, *M. viridis* and *M. neglecta* from the Baltic Sea, *Limnology and Oceanography* 58 (6): 2046–2058
- Reed, D.J., 1995. The response of coastal marshes to sea-level rise: Survival or submergence? *Earth Surface Processes and Landforms* 20: 39–48.
- Rooth, J. & J. Stevenson, 2000. Sediment deposition patterns in *Phragmites australis* communities: Implications for coastal areas threatened by rising sea-level. *Wetlands Ecology and Management* 8: 173–183.
- Rooth, J., J. Stevenson & J. Cornwell, 2003. Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: The role of litter. *Estuaries* 26 (2B): 475–483.
- Schieferstein, B., 1997. Ökologische und molekularbiologische Untersuchungen an Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) im Bereich der Bornhöveder Seen 22. Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V., Kiel.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL: Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO.
- Schwarzer, K., 1989. Sedimentdynamik in Sandriffsystemen einer tidefreien Küste unter Berücksichtigung von Rippströmen: Sediment dynamics of bar-systems along a non tidal coast with special regard to ripcurrents. *Berichte / Geologisch-Paläontologisches Institut und Museum, Christian-Albrechts-Universität Kiel* (33), 1–270.
- Sear, D.A., M.W.E. Lee, R.J. Oakley, P.A. Carling & M.B. Collins, 2000. Coarse sediment tracing technology in littoral and fluvial environments: a review. In: Foster, I. (ed.), *Earth Surface Processes and Landforms*. Wiley, Chichester, UK, pp. 21–55.
- 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 and Shelf Science* 71, 241–249.
- Shteinman, B., T. Berman, M. Inbar & M. Gaft, 1998. A modified fluorescent tracer approach for studies of sediment dynamics. *Israel Journal of Earth Science* 46: 107–112.
- Stevenson, J.C. & M.S. Kearney, 1996. Shoreline dynamics on the windward and leeward shores of a large temperate estuary. In: Nordstrom, K.F. & C.T. Roman (eds.), *Estuarine Shores: Evolutions, Environments and Human Alterations*. John Wiley & Sons Ltd., New York, pp. 233-259.
- Stive, M., S. Aarninkhof, L. Hamm, H. Hanson, M. Larson & K. Wijnberg, 2002. Variability of shore and shoreline evolution. *Coastal Engineering* 47: 211–235.
- Voigtland, R. (1983): Biologische und hydrochemische Stoffhaushaltsuntersuchungen in Schilfverlandungszonen. Dissertation. Ernst-Moritz-Arndt- Universität Greifswald.
- Wang, A., X. Ye, X. Du & B. Zheng, 2014. Observations of cohesive sediment behaviors in the muddy area of the northern Taiwan Strait, China. *Continental Shelf Research* 90: 60-69.
- White, T., 1998. Status of measurement techniques for coastal sediment transport. *Coastal Engineering* 35: 17–45.

Andreas KLEEBERG

\*Andreas Kleeberg, Landeslabor Berlin Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow  
andreas.kleeberg@landeslabor-bbb.de

## Plant-mediated equilibrium between phosphorus immobilization and mobilization: a mini-review

### Abstract

Aquatic (submerged) macrophytes stands represent an important phosphorus (P) retention structure, crucial in stabilizing the clear water state of shallow waters even at an increasing P loading. Particularly reviewed are processes often regarded only in a biased presentation since mainly studied exclusively during the plant's growing season: 1) Beside the P uptake by plants during their growth, they can considerably translocate P to other biota by mobilizing mineral P forms, and by accumulating organic matter stimulating redox processes being related to an iron-bound P release. 2) Definite stands preferentially accumulate matter during growing season, which is usually fine grained and rich in organic matter and P, representing a high resuspension potential. Macrophyte senescence regularly leads to temporary and higher resuspension rates (P entrainment) compared to non-vegetated areas. 3) In-lake P precipitation translocates P towards the sediment surface limiting pelagic P availability, but providing an important P resource for the recovering eutraphent macrophyte species. The key role of submerged macrophytes in shallow waters is more directly related to modifying the dynamic equilibria between the seasonally different vegetation particle trapping and resuspension, i.e. between retention and mobilization of P in the plant's life cycle. This makes obvious, that studies quantifying and balancing the transient matter retention and the net effect of macrophytes should include at least a complete annual life cycle of the dominating species.

**Keywords:** Sediment, sedimentation, resuspension, entrainment, river, shallow lake, phosphorus release, iron

### 1 Introduction

Aquatic macrophytes are a substantial part of aquatic ecosystems. They are important habitats for a variety of fish and macrozoobenthos species, and crucial in stabilizing the clear water state of shallow waters even at an increasing nutrient loading (e.g. SCHEFFER et al. 2001). Because of their low mean water depth, usually <5 m (JEPPESEN et al. 1990), and thereby light transmission up to the bottom, shallow lakes are often colonized by submerged macrophytes. However, if a certain waters-specific threshold of burden of nutrients such as the key nutrient phosphorus (P) is exceeded the lake can abruptly switch toward a turbid, plankton-dominated macrophyte-free

state (SCHEFFER et al. 1993). This turbid state is self-stabilizing since the low light availability restricts the macrophytic growth. The feedback between water turbidity and macrophyte occurrence causes a hysteresis. As a consequence, a strong reduction in nutrient loading below the previous threshold becomes necessary to reach a re-colonization by macrophytes and thus the clear water state (SCHEFFER et al. 1993). Within a certain span of P loading alternative stable states are a characteristic feature of shallow lakes, i.e. at the same P loading they can be clear or turbid.

The weathering of P-containing minerals in the catchment area is usually a slow process (SHARPLEY et al. 1999). Thus, usually only a small quantity of P is mobilized and accumulated in different type of waters (KLEEBERG et al. 2010a). However, processes occurring at the sediment water interface may considerably enhance P mobilization, as often mediated by macrophytes. Colonisation, growth and decomposition of macrophytes can considerably influence P cycling, and thus the energy flow in aquatic ecosystems (BARKO & JAMES 1998; DINKA et al. 2004). During the growing season, macrophytes accumulate P from both sediments and water (e.g. PELTON et al. 1998). When the macrophytes die, the resulting decomposition processes can, in turn, substantially regulate the recycling of P in fresh water ecosystems over an extended period of time (PIECZYŃSKA 1993; SHILLA et al. 2006).

Living macrophytes alter sediment biogeochemistry, resulting in varying pore water P, solid-phase P, and metal levels (WIGAND et al. 1997). Decomposing macrophytes supply organic matter (OM) (BÄRLOCHER & GRACA 2005) which can stimulate microbial and redox processes (LONGHI et al. 2008) within a lake. Furthermore, it has been hypothesized that elevated nutrient concentrations may be an important factor in controlling decomposition rates (XIE et al. 2004; SHILLA et al. 2006), as nitrogen and P demands associated with decomposition often exceed the P supply from the material being decomposed.

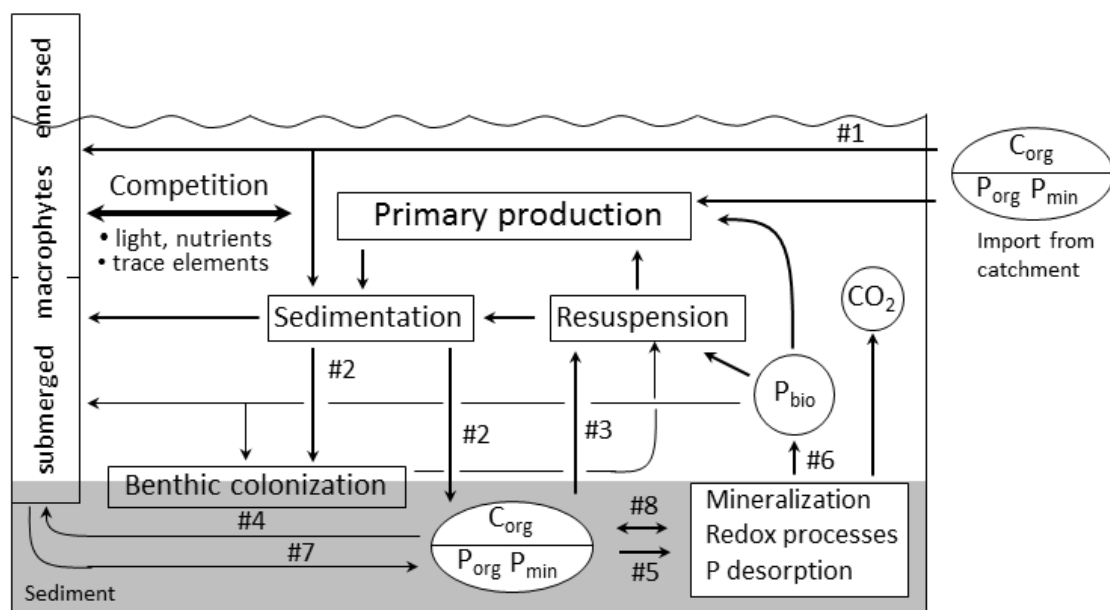
Resuspension, the hydrodynamically induced entrainment of already deposited particulate matter and dissolved sediment constituents due to impact of wind and waves (e.g. SHINOHARA & ISOBE 2010; KLEEBERG et al. 2013a) as well as due to the locomotive activity by benthivorous fish can considerably contribute to an increase in turbidity particularly in shallow lakes (VAN DONK & VAN DE BUND 2002) and rivers (KLEEBERG et al. 2010b). This applies also to the entrainment of sedimentary particulate and dissolved P forms (e.g. SCHEFFER 1998; KLEEBERG et al. 2013a). Thus, resuspension is an important mechanism in shallow aquatic systems, where the translocation and transport of sediment-associated P often constitutes a high percentage of the total annual P flux. However, stands of submerged macrophytes can significantly contribute to stabilize the sediment against waves and benthivorous fish and thus lowering the concentration of suspended particulate matter (SPM) (e.g. JAMES et al. 2004; MADSEN et al. 2001).

The aim of the present mini-review is to provide arguments that macrophytes mediate important long-term matter accumulation which is a seasonal equilibrium process particularly in respect to P mobilization. Compiled are preferentially processes often regarded only in a biased presentation; that is why the mini-review does not complain to be complete. Particularly, the following three issues are being addressed: 1) the role of macrophytes in the benthic pelagic P cycle (P mobilization, release), 2) their effects on P transport (sedimentation, resuspension), and 3) plant recovery following restoration measures (P supply).

## 2 Role of macrophytes in the benthic pelagic phosphorus cycle

Macrophyte stands represent an important P retention structure within a lake where P is accumulated in the lake sediment. Internal biochemical processes, however, can considerably enhance P mobilization (e.g. RODEN & EDMONDS 1997), and macrophytes can also enhance benthic P mobility.

Coupled mechanisms of carbon (C) turnover and P mobilization can lead to positive feedback effects. Figure 1 illustrates the main processes of the benthic-pelagic P cycle in a shallow macrophyte-dominated system. An increasing allochthonous C input (process #1) and the biomass produced by pelagic and benthic production lead to deposition and accumulation of OM. Event-related changes of sedimentation (#2) and resuspension (#3) lead to the formation of transport- and accumulation-zones at the bottom (e.g. KLEEBERG et al. 2013a). Due to the selective transport of particles, sediment is spatially sorted according to sediment properties. Hence, the basic morphology, wind exposure, location, runoff and particulate matter load of tributaries determine whether and to what extent which materials are translocated and thus which C and P compounds temporarily accumulate in the sediment or are entrained into the pelagial. Moreover, resuspension is often related to milieu changes, which in turn influence the redox-controlled P binding onto iron (GERHARDT et al. 2005) or lead to sorption/desorption of P (KROGERUS & EKHOLM 2003).



**Fig. 1:** Conceptual model illustrating the main processes of the pelagic-benthic P cycle in a shallow macrophyte-dominated aquatic system.  $C_{org}$  – organic carbon,  $P_{org}$  – organic bound phosphorus,  $P_{min}$  – phosphorus bound in minerals.

One well described positive feedback involves acceleration of P cycling by submersed macrophytes (reviewed by BARKO et al. 1991; BARKO & JAMES 1998). Accordingly, sediment P, even if rather tightly (metal) bound, is taken up by roots (#4). Macrophytes can mobilize particulate bound P since they influence the biogeochemical

conditions in the rhizosphere on a small scale. Due to the release of acids and exudates, the root surface forms a reactive surface for different chemical and microbial processes (SORRELL et al. 2002), which can influence the stability of mineral phases (#5). Short-chain organic acids mobilize P sorbed to iron hydroxides (e.g. THOMSEN et al. 2005). Macrophytes thus act as a 'P pump', transporting P towards the water body (SMITH & ADAMS 1986; #6). In this manner, P is mobilized and translocated to shoots (#4) and subsequently released rapidly upon seasonal senescence (#7). This P recycling increases P availability in the open water where P can be used by phytoplankton leading to a further C fixation, which in turn accelerates OM production and accumulation at the surface sediment which in turn can induce redox processes at the sediment water interface (#8). As in terrestrial systems, the quality of the OM and the availability of electron acceptors determine the decomposition rate (GRIMM et al. 2003).

The decomposition of OM, especially via iron and sulfate reduction, is crucial for the mobilization of inorganic P, bound by sorption to iron hydroxide surfaces (RODEN & EDMONDS 1997; #5). Briefly, the formation and precipitation of insoluble complexes of sulfide with ferrous iron can disrupt the iron-phosphate cycle which results in a lack of iron for P binding, and an excess of mobile P species (e.g. KLEEBERG et al. 2012) and their release (#6).

Due to aerobic and anaerobic redox processes, not only organic C compounds, but also organic P compounds are turned over (TURNER et al. 2005; #8). A further succession of vegetation in the lake will generate biologically available P forms (e.g. BARKO & SMART 1980; #6) which are favourable for the intensification of the lake internal P cycle.

In conclusion, usually an increasing import of OM both from terrestrial and aquatic vegetation increasingly contributes to accumulation of OM stimulating microbial and redox processes. In this manner, primarily aquatic macrophytes can accelerate the shift from a 'pure' geochemical to a biogeochemical sediment diagenesis and essentially drive the evolution of a sedimentary P cycle by mobilizing and translocating P to other biota. Still a key unresolved issue is whether the biota at a given site determine their own future by modifying their environment, or the development of an ecosystem is simply determined by the external environment (MITCH & GOSSELINK 2000).

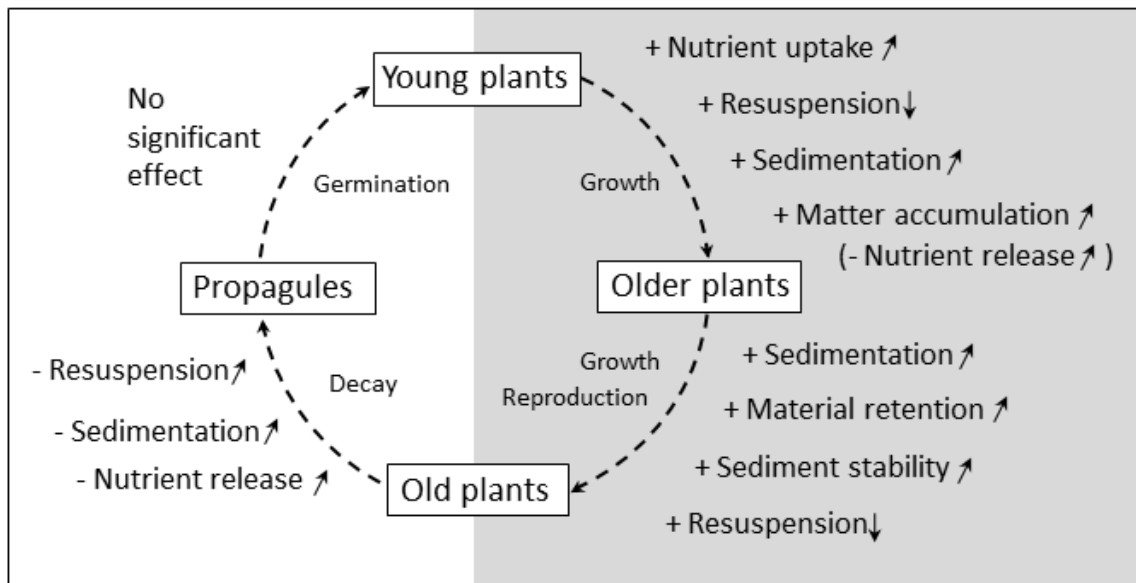
### **3 Effects of macrophytes on sedimentation and resuspension**

Aquatic macrophytes play a key role in structure and functioning of aquatic ecosystems, which applies to fluvial systems (e.g. SAND-JENSEN et al. 1989) in a very similar manner to shallow, wind- and wave-exposed standing waters (e.g. SCHEFFER 1998). The seasonally different extent of increasing or decreasing the accumulation and mobilization of matter and P by macrophytes is illustrated in their annual life cycle (Fig. 2).

### 3.1 Macrophyte effects during growing season

During growth, despite the very low concentrations of soluble reactive P (SRP) in the pore water, rooted macrophytes are known to be fully capable of deriving their P nutrition exclusively from the sediment (Fig. 2). As reported by BARKO & SMART (1980), P absorption and translocation into shoots (i.e., mobilization) was substantial, and in some cases suggested a more than 1000-fold turnover of pore water SRP over a 3-month period. For example BARKO & SMART (1980) reported macrophyte-mediated P release rates, for *Egeria* spec. 1.64-2.88 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, *Hydrilla* spec. 0.27-1.37 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, and *Myriophyllum* spec. 0.41-4.38 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

In definitive stands, macrophytes locally reduce flow velocities by mechanical obstruction of water flow (BUTCHER 1933), and improve water quality, trap extensive SPM, and accumulate and stabilize fine-grained cohesive sediments (SCOFFIN 1970; MADSEN & WARNCKE 1983; SAND-JENSEN et al. 1989; MARSHALL & WESTLAKE 1990; MADSEN et al. 2001). Furthermore, the retention and release processes strongly regulate the fluxes of P (HAGGARD et al. 2004; KLEEBERG et al. 2007). The reduction of flow velocities, increases both sedimentation and P retention, and decreases the potential for resuspension at high biomass levels (Fig. 2) (FONSECA & CAHALAN 1992; JAMES & BARKO 1994; MADSEN et al. 2001; JAMES et al. 2004).



**Fig. 2:** Schematic presentation of the possible effects of macrophytes on sediment water interactions in a shallow, wind-exposed lake with macrophytes. An upturned arrow indicates the increase in the intensity of a process; a downward arrow indicates the opposite. The respective process can either have a positive ('+') or a negative effect ('-') on the water quality.

For example, these effects were studied during the growing season (May-August) in three different zones of a stand of the emergent *Typha angustifolia* L. in shallow Kirkkojärvi basin of Lake Hiidenvesi, SW Finland (HORPPILA & NURMINEN 2001). The authors reported that within the stand (5 m from the edge), both the concentration of SPM and the entrainment rate were significantly lower than at the edge and outside

the stand (5 m from the edge). The differences between the zones increased towards the end of summer together with the growing stem density. During the 82 d study, on dry weight basis, 2210 g m<sup>-2</sup> of sediment was resuspended in the outer zone. At the edge and in the inner zone, the corresponding numbers were 1414 and 858 g m<sup>-2</sup>, respectively. The P entrainment rate was 39.4 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> outside the stand, 22.4 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> at the edge, and 13.4 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> within the stand. The authors admit that in early summer, the concentration of SPM had a highly significant positive effect on SRP concentration in the water, whereas, in late summer (*Typha* senescence) no effect was found. During the study period, P retention by emergent macrophyte stands corresponded to only 3-5% of the present annual external P loading of the Kirkkojärvi basin (HORPPILA & NURMINEN 2001).

In a similar study, i.e. at the same site and time HORPPILA & NURMINEN (2003) studied sedimentation and resuspension in a submerged plant community. During the 83 d study period, 793 g m<sup>-2</sup> of sediment was resuspended within a stand formed by *Ranunculus circinatus* SIBTH., *Ceratophyllum demersum* L., and *Potamogeton obtusifolius* WERT. et W.D.J. KOCH. Outside the stand, 1701 g m<sup>-2</sup> sediment resuspension was determined. Water turbidity and SPM concentration were significantly lower within the plant bed compared with the surrounding water area. With the resuspended sediment, the P entrainment rate was 11.8 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> within the stand and 24.5 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> outside the stand. Within the macrophyte stand, resuspended particles absorbed P from the water (indicated by the inverse relationship between SPM and SRP), which was probably connected to the lowered P concentration of surface sediment due to uptake by macrophytes (HORPPILA & NURMINEN 2003). The latter is astonishing. Usually, seasonal changes in sedimentary TP are not to detect since first, the variability particularly in plants stands is too high to find any significant uniformity, and second, the dissolved P pool of sediment usually represents not more than 1-2% of TP (BOSTRÖM et al. 1988).

In essence, in definitive stands during growing season, macrophyte-mediated effects improving the water quality are dominating, i.e. mainly due to the P uptake from the sediment into biomass, and by accumulating matter within their stands.

### 3.2 Macrophyte effects during plant senescence

It is obvious that the matter accumulated during growing season is preferentially fine grained and rich in OM and P representing a respective resuspension potential (KLEEBERG et al. 2010b). Thus, the senescence of macrophytes, a sudden increase in discharge of a running water or an inflowing tributary, wind and waves, or a possible plant cutting, all lead to resuspension and entrainment of organic material (SAND-JENSEN et al. 1989; SCHULZ et al. 2003; JAMES et al. 2004), and release of nutrients into the water column (WAINRIGHT 1990; KLEEBERG et al. 2010b).

The extent of resuspension depends on both (i) the vertical distribution of sediment properties in the bed, such as dry weight representing time after deposition, OM, and P concentration of pore water (WITT & WESTRICH 2003; TENGBERG et al. 2004; KLEEBERG et al. 2007), and (ii) the hydrodynamics such as flow velocity and bottom shear stress, which also influence floc formation and aggregation at the sediment-water interface (DROPPA et al. 1998). Although the impact of all these parameters is qualitatively known, it is not possible to predict the resuspension behaviour of the sediment (such as critical erosion thresholds and entrainment rates) from one or more

easily measurable sediment parameters (e.g. EL GANAOUI et al. 2004). Hence, each sediment and plant type must be investigated independently.

The importance of the hydrodynamically induced transport processes relative to the total flux of nutrients through the system is often not known. In particular, the P fluxes due to resuspension associated with macrophyte stands under changing wave and flow conditions are poorly understood (REDDY et al. 1999; STEINMAN et al. 2008). Consequently, often the impact of 'in-stream' or 'in-lake' hydrologic conditions on the extent of benthic P entrainment is poorly documented, both for the magnitude and source strength from sediment and pore water. Moreover, accurate determination of critical shear stress for resuspension is only attained through direct, in situ measurements (PATERSON & BLACK 1999).

Moreover, macrophytes and their interactions with sediment and overlying water may be considered from small scale (individual plant) to large scale (vegetation mosaic); intermediate scales are vegetation patches, which are assemblages of certain dominating species growing in relatively uniform physical conditions with defined spatial boundaries (PRINGLE et al. 1988). Assembling of individual plants into patches means establishing certain interactions between plants, and assumes an increased level of interaction with the flow such as vegetation resistance, frictional energy loss and volume displacement (e.g. GREEN 2005). Because of this complexity (see SAND-JENSEN & PEDERSEN 1999), most of the basic interactions have been conceptualized only at the individual plant and patch scale. At all scales there are only limited studies providing quantitative data of the definitive relationships (see review by MADSEN et al. 2001).

A more recent paper by KLEEBERG et al. (2010) quantified resuspension, in particular the P entrainment, under well-defined hydrodynamic conditions in a stand of the arrowhead *Sagittaria sagittifolia* L. in shallow lowland River Spree, Brandenburg, Germany. *In situ* resuspension experiments with a hydrodynamically calibrated erosion chamber were conducted. Concurrent measurements of the prevailing flow characteristics and bed load were used to quantify the seasonal dynamics of matter deposition and mobilization (Fig. 2) inside and outside (free path) of a representative patch of *S. sagittifolia*. Increasing entrainment rates ( $E$ ) of particles ( $E_{SPM}$ ) and TP ( $E_{TP}$ ), with increments of shear velocity ( $u^*$ ) from 0.53 to 2.42 cm s<sup>-1</sup>, were significantly higher inside the plant patch than outside. Indeed,  $E_{SPM}$  and  $E_{TP}$  at the lowest  $u^*$  were 8- and 12-fold higher inside than outside the patch, reflecting the resuspension potential of the upper nutrient-enriched layer and the extent of pulsed P inputs even at small increases in  $u^*$ . Vertical distribution of velocity ( $u$ ) revealed a flow pattern of a mixing layer inside the *S. sagittifolia* patch, and that of a boundary layer in the free path. The highest gradient of  $u$  in the mixing layer was located in the water column at about 0.5 m depth, whereas the highest gradient of  $u$  for the boundary layer was found near the riverbed. The maximum of  $u^*$  (1.65 cm s<sup>-1</sup>) was only 4 mm above the sediment. Thus, a plant mosaic provides a low-energetic environment promoting extensive particle trapping and the accumulation of a fine-grained, P-enriched sediment, and forming a large resuspension potential. Consequently, during plant decay and the concomitant increase of  $u^*$  this material is preferentially entrained (Fig. 2) at higher rates. Hence, the key role of submerged macrophytes in lowland rivers, as in shallow lakes, is more directly related to modifying the dynamic equilibria between vegetation trapping and resuspension, i.e. the retention and mobilization of P.

### 3.3 Macrophyte effects during decomposition

During decay, the majority of plant constituents, e.g. nutrients, is rapidly leached and released back to the sediment pore water or overlying water (Fig. 2). For example, BELOVA (1993) studied the decomposition of several lake macrophytes in the littoral of two lakes with different levels of macrophyte development. Weight loss during 40-60 days of decomposition for fast-decomposing plants was 60-95% and after 365-day of incubation *Potamogeton perfoliatus* L. lost nearly 100% of its initial weight. Slow-decomposing plants lost 20-50% of their initial weight after 40-60 days of incubation, and *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUD. lost 84% of its initial weight after 365 days. TP in plants did not decrease at the first stages of decomposition. The proportion of macrophyte OM entering the biological cycle in two lakes amounted 3.5% and 26% of phytoplankton primary production (BELOVA 1993).

An additional view, it can be assumed that metals concurrently released during plant decomposition could contribute to P binding (KLEEBERG 2013), thus decreasing the direct P availability to decomposers and the release to the water column and other biota (Fig. 1). This applies particularly to Fe, which is known to be an efficient P binding partner. Phosphorus is co-precipitated with oxidized Fe- and Mn-species, and adsorbed to their amorphous oxyhydroxides (CHRISTENSEN et al. 1997). Briefly, inorganic Fe exists in the reduced ferrous ( $\text{Fe}^{2+}$ ) or the oxidized ferric ( $\text{Fe}^{3+}$ ) form, depending upon pH and oxidation-reduction potential. Thus,  $\text{Fe}^{3+}$  compounds such as  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  strongly sorb P and form an oxidized 'microzone' at the sediment surface. Minerals such as  $\text{FePO}_4$  are also formed, but the primary P retention in sediments is by solid  $\text{FeOOH}\sim\text{PO}_4$  complexes whose effect is greatest across a pH range of 5 to 7 (MARTYNOVA 2010). In the reduced state,  $\text{Fe}^{2+}$  becomes soluble and associated P is released. This change occurs rapidly, so that even brief periods of oxygen consumption lead to P release. Both the mineralization of organic P compounds and the dilution of solid Fe minerals could contribute to a transition from less mobile to more mobile (i.e., redox-sensitive) Fe-bound P (Fig. 1). However, in studies on aquatic macrophyte decomposition, P binding partners are usually not yet been examined (KLEEBERG 2013). Furthermore, the availability of elements such as Fe can influence macrophyte species composition (LAMERS et al. 2002).

In essence, both sedimentation of OM and the uptake of P, and the resuspension of different sediment constituents and P and its binding partners within the plant's life cycle, all with different intensity, emphasize the importance of submerged macrophytes in mediating the water quality. However, the plant-dependant properties of the sediment known to influence sediment consolidation and the respective hydrodynamic thresholds for resuspension are often not known. Thus, it becomes obvious, that studies quantifying and balancing the equilibrium processes and the net effect of macrophytes on retaining OM and P, respectively, should include at least a complete annual life cycle of the dominating species.

## 4 Effects after macrophyte recovery following restoration measures

The pristine state of lakes is often poor in P, clear and rich in aquatic macrophytes. The lakes with low P concentrations have mostly growth-restricted plants. With increasing load of OM and P and its availability the aquatic plant biomass

increases (see Fig. 1); dense stands might occur which thrive within the whole water column up to the water surface (SCHEFFER 1998). However, if a certain threshold of P concentration is exceeded the lake can switch toward a turbid, plankton-dominated macrophyte-free state (SCHEFFER et al. 1993).

The case study of dimictic Lake Groß-Glienicke, Berlin/Potsdam, Germany, illustrates that a single in-lake Fe application can be a suitable lake restoration tool to initiate the re-colonialization of a certain community of submerged macrophytes which in turn is contributing to a stabilization of a new, long-lasting equilibrium.

Following the reduction of the external P loading, the previously highly eutrophic Lake Groß-Glienicke has been treated once, between December 1992 and February 1993, with solid ferric hydroxide ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) and dissolved ferric chloride ( $\text{FeCl}_3$ ), each at  $250 \text{ g Fe m}^{-2}$  (KLEEBERG et al. 2012). Due to reduced external P loading and the in-lake P precipitation, the concentrations of total P (TP) and chlorophyll a (Chl a) decreased on average (1989-1992 to 1993-1996) from  $485$  to  $55 \mu\text{g l}^{-1}$ , and from  $41$  to  $13 \mu\text{g l}^{-1}$ , respectively; decreases have continued down to today's mesotrophic level (TP  $20 \mu\text{g l}^{-1}$ , Chl a  $7 \mu\text{g l}^{-1}$ ). The secchi depth visibility increased to maximum  $6 \text{ m}$  (KLEEBERG et al. 2013b) providing a better light availability.

With the recolonization of submerged macrophytes and their massive dispersion since about the year 2000 mesotrophic conditions at a TP concentration around  $22 \mu\text{g L}^{-1}$  have been reached. The maximum macrophytic colonization depth of about  $3 \text{ m}$  in 2000 increased on average to  $6.3 \text{ m}$  in 2008, and the numbers of species within the same period of time from  $7$  to  $14$  species. The macrophyte evaluation using the reference index according to SCHAUMBURG et al. (2006) resulted in the ecological status class 3.0 ('moderate') for the lake. The evaluation according to the macrophyte index Brandenburg (PÄZOLT 2007) resulted in an ecological status class 1 ('excellent'). Surveying and mapping in 2010, in the same manner as before, resulted in  $13$  species of aquatic macrophytes. The colonization of the submerged macrophytes with water depth increased to  $7.2 \text{ m}$ . Nevertheless, the evaluation of the macrophytes indicated only an 'unsatisfactory' ecological status of the lake; because the species which represent a 'good ecological quality' such as *Chara* spp. are missing or completely under-represented. Guidelines that critically assess the potential development of submerged vegetation, considering into account the complex factors and interrelations that determine their occurrence, abundance and diversity exist (e.g. HILT et al. 2006). Nevertheless, it remains difficult to predict when and which submerged macrophyte species will probably re-colonize a lake after a certain restoration measure.

The in-lake measure, more than 20 yrs ago, is sustainable (KLEEBERG et al. 2013b). Due to the iron addition the pelagic P was almost completely precipitated and translocated towards the sediment surface. This is the main reason why particularly eutrophant species of submerged macrophytes recolonized the bottom of the littoral zone. The highly competitive plant species benefit from the high iron-bound P supply at the sediment surface, translocating via their roots the P in the same manner as described above (Fig. 2). However, decisive is that the P, taken up from the P-rich surface layer of sediment, is seasonally stored in the biomass, thus being not available for phytoplankton growth. Hence, the rooting macrophytes contribute to a stabilization of the mesotrophic, i.e. low level P conditions in the water column. After senescence of biomass, the P leaked can be retained by oxidized iron compounds.

## Zusammenfassung

Bestände aquatischer (submerser) Makrophyten repräsentieren eine bedeutende Retentionsstruktur für Phosphor (P), die entscheidend den Klarwasserstatus eines Flachgewässers, selbst bei zunehmender P-Last, stabilisieren. Insbesondere betrachtet werden Prozesse die oft einseitig interpretiert wurden, da sie hauptsächlich nur zur Wachstumssaison der Pflanzen untersucht wurden: 1) Neben der P-Aufnahme der Pflanzen während ihres Wachstums, können sie in erheblichem Maße P zu anderen Organismen verlagern in dem sie mineralisch P-Formen mobilisieren und durch die Akkumulation organischen Materials Redoxprozesse stimulieren, die wiederum die eisengebundene P-Freisetzung begünstigen. 2) Ausgeprägte Bestände akkumulieren präferentiell während der Wachstumssaison Material welches feinkörnig und reich an organischem Material und P ist, das zugleich ein hohes Resuspensionpotential repräsentiert. Der Makrophytenzerfall führt folglich regelmäßig und kurzzeitig zu höheren Resuspensionraten (P-Eintrag) im Vergleich zu vegetationsfreien Flächen. 3) Eine seeinterne P-Fällung verlagert den P zur Sedimentoberfläche und begrenzt so die pelagische P-Verfügbarkeit, stellt jedoch eine wichtige P-Ressource für die sich wiederansiedelnden eutraphenten Makrophytenarten dar. Die Schlüsselrolle der submersen Makrophyten in Flachgewässern ist insgesamt eher auf die Modifizierung eines dynamischen Gleichgewichts zwischen dem saisonal unterschiedlichen Partikelfang in der Vegetation und der Resuspension gerichtet, d. h. zwischen der Retention und Mobilisierung von P im Lebenszyklus der Pflanzen. So wird deutlich, dass Untersuchungen, die die vorübergehende Materialretention und den Netto-Effekt der Makrophyten quantifizieren und bilanzieren sollen, mindestens einen jährlichen und somit vollständigen Lebenszyklus der dominanten Art(en) berücksichtigen sollten.

## Acknowledgements

All individuals who contributed to this study are sincerely thanked. My previous colleagues, particularly Christiane Herzog, from the department Chemical Analytics and Biogeochemistry (Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, IGB Berlin) for their support during my field and laboratory studies. Dr. Michael Hupfer (IGB Berlin) for many fruitful discussions on the subject of phosphorus and sediment water interactions. Prof. Dr. em. Gieselher Gust (Hamburg/Kiel) who I owe basic knowledge on hydrodynamics and resuspension out of numerous discussions. An anonymous referee for helpful comments on an earlier version of the manuscript.

## Literature

- Barko, J.W. & W.F. James, 1998. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: Jeppesen, E., M Sondergaard & K. Christoffersen (Eds.), *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer New York, 197-215.
- Barko, J.W. & R.M. Smart, 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 10: 229-238.
- Barko, J.W., D. Gunnison & S.R. Carpenter, 1991. Sediment interactions with submerged macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 41: 41-65.
- Bärlocher, F. & A.S. Graca, 2005. Total Phenolics. In: Graca, M.A.S., F. Bärlocher & M.O. Gessner (Eds.). *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*: 97-100.
- Belova, M., 1993. Microbial decomposition of freshwater macrophytes in the littoral zone of lakes. *Hydrobiologia*, 251: 59-64.

- Boström B., J.M. Andersen, S. Fleisher & M. Jansson, 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 170: 229-244.
- Butcher, R.W., 1933. Studies on the ecology of rivers. I. On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *Journal of Ecology*, 21: 58-91.
- Christensen, K.K., F.O. Andersen & H.S. Jensen, 1997. Comparison of iron, manganese, and phosphorus retention in freshwater littoral sediment with growth of *Littorella uniflora* and benthic microalgae. *Biogeochemistry*, 38: 149-171.
- Dinka, M., E. Ágoston-Szabó & I. Tóth, 2004. Changes in nutrient and fibre content of decomposing *Phragmites australis* litter. *International Revue Hydrobiology*, 89: 519-535.
- Droppo, I.G., D.E. Walling & E.D. Ongley, 1998. Suspended sediment structure: implications for sediment and contaminant transport modelling. In: Summer, W., E. Klaghofer & H. Zhang (eds.), *Modelling soil erosion, sediment transport and closely related hydrological processes*, International Association of Hydrological Sciences IAHS Publications, no. 249: 437-444.
- El Ganaoui, O., E. Schaaff, P. Boyer, M. Amielh, F. Anselmet & C. Grenz, 2004. The deposition and erosion of cohesive sediments determined by a multi-class model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 457-475.
- Fonseca, M.S. & J.A. Cahalan, 1992. A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35: 565-576.
- Gerhardt S., A. Brune & B. Schink, 2005. Dynamics of redox changes of iron caused by light-dark variations in littoral sediment of a freshwater lake. *Biogeochemistry*, 74: 323-339.
- Green, J.C., 2005. Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory. *Hydrological Processes*, 19: 1245-1259.
- Grimm, N. B., S.E. Gergel, W.H. McDowell, E.W. Boyer, C.L. Dent, P. Groffman, S.C. Hart, J. Harvey, C. Johnston, E. Mayorga, M.E. McClain & G. Pinay, 2003. Merging aquatic and terrestrial perspective of nutrient biogeochemistry. *Oecologia*, 142: 485-501.
- Haggard, B.E., S.A. Ekka, M.D. Matlock & I. Chaubey, 2004. Phosphate equilibrium between stream sediments and water: potential effect of chemical amendments. *Transactions of the ASEA*, 47: 1113-1118.
- Hilt, S., E.M. Gross, M. Hupfer, H. Morscheid, J. Mählmann, A. Melzer, J. Poltz, S. Sandrock, E.-M. Scharf, S. Schneider & K. van de Weyer, 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. *Limnologia*, 36: 155-171.
- Horppila, J. & L. Nurminen, 2001. The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwater Biology*, 46: 1447-1455.
- Horppila, J. & L. Nurminen, 2003. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Research*, 37: 4468-4474.
- James, W.F. & J.W. Barko, 1994. Macrophyte influences on sediment resuspension and export in a shallow impoundment. *Lake and Reservoir Management*, 10: 95-102.
- James, W.F., J.W. Barko & M.G. Butler, 2004. Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass. *Hydrobiologia*, 515: 181-191.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær & K. Orlík, 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200/2001: 219-227.
- Kleeberg, A., 2013. Impact of aquatic macrophyte decomposition on sedimentary nutrient and metal mobilization in the initial stages of ecosystem development. *Aquatic Botany*, 105: 41-49.
- Kleeberg, A., A. Freidank & K. Jöhnk, 2013a. Effects of ice cover on sediment resuspension and phosphorus entrainment in shallow lakes: Combining in situ experiments and wind-wave modeling. *Limnology and Oceanography*, 58: 1819-1833.
- Kleeberg, A., C. Herzog & M. Hupfer, 2013b. Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration. *Water Research*, 47: 1491-1502.
- Kleeberg, A., M. Hupfer & G. Gust, 2007. Phosphorus entrainment due to resuspension in a lowland river, Spree, NE Germany – a laboratory microcosm study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 183: 129-142.
- Kleeberg, A., A. Köhler & M. Hupfer, 2012. How effectively does a single or continuous iron supply affect the phosphorus budget of aerated lakes? *Journal of Soils and Sediments*, 12: 1593-1603.

- Kleeberg, A., C. Herzog, S. Jordan & M. Hupfer, 2010a. What drives the evolution of the sedimentary phosphorus cycle? *Limnologia*, 40: 102-113.
- Kleeberg, A., A. Sukhodolov, T. Sukhodolova & J. Köhler, 2010b. Effects of aquatic macrophytes on organic matter deposition, resuspension and phosphorus entrainment in a lowland river. *Freshwater Biology*, 55: 326-345.
- Krogerus, K. & P. Ekholm, 2003. Phosphorus in settling matter and bottom sediments in lakes loaded by agriculture. *Hydrobiologia*, 492: 15-28.
- Lamers, L.P.M., S.J. Falla, E.M. Samborska, I.A.R. van Dulken, G. van Hengstum & J.G.M. Roelofs, 2002. Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate – polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography*, 47: 585-593.
- Longhi, D., M. Bartoli & P. Viaroli, 2008. Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: Organic matter and nutrient decay and associated benthic processes. *Aquatic Botany*, 89: 303-310.
- Madsen, T.V. & E. Warncke, 1983. Velocities of currents around and within submerged aquatic vegetation. *Archiv für Hydrobiologie*, 97: 389-394.
- Madsen, J., P. Chambers, W. James, E. Koch & D. Westlake, 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 444: 71-84.
- Marshall, E.J. & D.F. Westlake, 1990. Water velocities around water plants in chalk streams. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 25: 279-289.
- Martynova, M.V., 2010. Iron compound occurrence forms in freshwater deposits: Analytical Review. *Water Resources*, 37: 488-496.
- Mitch, W.J. & J.G. Gosselink, 2000. Wetland ecosystem development. In: Mitch, W.J. & J.G. Gosselink (eds.), *Wetlands*, 3rd ed. John Wiley & Sons Inc, New York, pp. 231-260.
- Pätzolt, J., 2007. Der Makrophyten-Index Brandenburg – Ein Index zur Bewertung von Seen mit Makrophyten. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 16: 116-121.
- Paterson, D.M. & K.S. Black, 1999. Water flow, sediment dynamics and benthic ecology. *Advances in Ecological Research*, 29: 155-193.
- Pelton, D.K., S.N. Levine & M. Braner, 1998. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes from the LaPlatte River (VT) using <sup>32</sup>P in stream microcosms. *Freshwater Biology*, 39: 285-299.
- Pieczynska, E., 1993. Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: a review. *Hydrobiologia*, 251: 49-58.
- Pringle, C.M., R.J. Naiman, G. Bretschko, J.R. Karr, M.W. Oswood, J.R. Webster, R.L. Welcomme & M.J. Winterbourn, 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of North American Benthological Society*, 7: 503-524.
- Reddy, K.R., R.H. Kadlec, E. Flaig & P.M. Gale, 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands. *Critical Reviews Environmental Science Technology*, 29: 83-146.
- Roden, E.E. & J.W. Edmonds, 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III)oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie*, 139: 347-378.
- Sand-Jensen, K., 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, 39: 663-679.
- Sand-Jensen, K. & O. Pedersen, 1999. Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology*, 42: 315-328.
- Sand-Jensen, K., E. Jeppesen, K. Nielsen, L. Vanderbijl, L. Hjermand, L.W. Nielsen & T.M. Iversen, 1989. Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater Biology*, 22: 15-32.
- Schaumburg, J., U. Schmedje, C. Schranz, B. Köpf, S. Schneider, D. Stelzer & G. Hofmann, 2006. Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of shallow lakes*. Springer, Dordrecht, 348 pp.
- Scheffer, M., S.H. Hopper, M.-L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Evolution and Ecology*, 8: 275-279.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley & B. Walker, 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.

- Schulz, M., H.-P. Kozerski, T. Pluntke & K. Rinke, 2003. The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). *Water Research*, 37: 569-578.
- Scoffin, T.P., 1970. The trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini Lagoon, Bahamas. *Journal of Sedimentary Petrology*, 40: 249-273.
- Sharpley, A.N., T. Krogstad, R. McDowell & P. Kleinman, 1999. Global issues of phosphorus in terrestrial ecosystems. In: Reddy, K.R., G.A. O'Connor & C.L. Schelske (eds.), *Phosphorus biogeochemistry of subtropical ecosystems*. CRN Press, Boca Raton, Florida, 2003: Phosphorus transport in riverine systems. *Encyclopedia of Water Science*, Marcel Dekker Inc. New York.
- Shilla, D., A. Takashi, F. Takeshi & B. Sanderson, 2006. Decomposition of dominant submerges macrophytes: implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. *Wetland Ecology Management*, 14: 427-433.
- Shinohara, R. & M. Isobe, 2010. Daily change in wind-induced sediment Resuspension and phosphorus forms in a shallow eutrophic lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 176: 161-171.
- Smith, C. & M.S. Adams, 1986. Phosphorus transfer from sediments by *Myriophyllum spicatum*. *Limnology and Oceanography*, 31: 1312-1321.
- Sorrell, B.K., M.T. Downes & C.L. Stanger, 2002. Methanotrophic bacteria and their activity on submerged aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 72: 107-119.
- Steinman, A.D., M. Ogdahl & M. Luttenton, 2008. An analysis of internal phosphorus loading in White Lake, Michigan: 311-325. In: Miranda, F.R. & L.M. Bernard (eds.), *Lake Pollution Research Progress*. Nova Science Publishers, N.Y.
- Tengberg, A., H. Stahl, G. Gust, V. Müller, U. Arning, H. Andersson & P.O.J. Hall, 2004. Intercalibration of benthic flux chambers I. Accuracy of flux measurements and influence of chamber hydrodynamics. *Progress in Oceanography*, 60: 1-28.
- Thomsen, D.R., K.B. Nielsen & F.O. Andersen, 2005. Is exudation of organic acids by *Littorella uniflora* a mechanism for sediment phosphate dissolution? In: Serrano, L. & H.L. Golterman (eds.), *Phosphates in Sediments*, Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Symposium, Blackhuys Publishers, The Netherlands.
- Turner, B.L., E. Frossart & D.S. Baldwin, 2005. *Organic phosphorus in the environment*. CABI Publishing, 399 pp.
- van Donk, E. & W.J. van de Bund, 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72: 261-274.
- Wainright, S.C., 1990. Sediment-to-water fluxes of particulate material and microbes by resuspension and their contribution to the planktonic food web. *Marine Ecology Progress Series*, 62: 271-281.
- Wigand, C., J.C. Stevenson & J.C. Cornwell, 1997. Effects of different submerged macrophytes on sediment biogeochemistry. *Aquatic Botany*, 56: 233-244.
- Witt, O. & B. Westrich, 2003. Quantification of erosion rates for undisturbed contaminated cohesive sediment cores by image analysis. *Hydrobiologia*, 494: 271-276.
- Xie, Y., D. Yu & B. Ren, 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany*, 80: 29-37.

Jutta MEYER\* & Irmgard BLINDOW

Biologische Station Hiddensee, Biologenweg 15, 18565 Kloster / Hiddensee  
jutta.meyer82@gmx.de

## Methodenstudie zur Sedimentation im Flachwasserbereich des Grabow (Darß-Zingster-Boddenkette)

### Abstract

Our purpose was to calculate sedimentation rates (SR) of the suspended material in the shallow brackish water lagoons of the Darss-Zingst bodden chain. We chose to use plate sediment traps, because of the water's shallowness (<2 m) and the influence of wind-induced waves. This plate trap (TF) allows calculating net-sedimentation rates, in contrast to a gross sedimentation rate of cylindrical traps (ZF), because already settled material can be resuspended. Our aim was to investigate and compare the influence of wind-induced waves on sedimentation of suspended material in both trap types.

The mean SR of the TF was  $0.6 \pm 0.69$  gDW  $m^{-2} h^{-1}$  and of the ZF  $3.0 \pm 3.06$  gDW  $m^{-2} h^{-1}$  ( $\pm$  SD). The corresponding values for the growth of the sediment height were 0.4 and 2.0 cm per year, respectively. The significant correlations between SR and water motions were negative for the TF ( $p = 0.000$ ;  $r = -0.49$ ;  $n = 61$ ) and positive for the ZF ( $p = 0.000$ ;  $r = 0.63$ ;  $n = 60$ ). The organic content in both trap types increased with increasing organic content of suspended material in the water column and decreased significantly with increasing influence of water motions. However, the organic content is almost always less in the TF than in the ZF and in the suspended material.

We conclude that the plate traps gives more reliable sedimentation rates for the shallow and wave-influenced water body than the cylindrical traps. However, future laboratory investigations of the interactions between plate trap and wave-induced water motions are necessary to confirm the usefulness of that trap type for the described demanding water conditions.

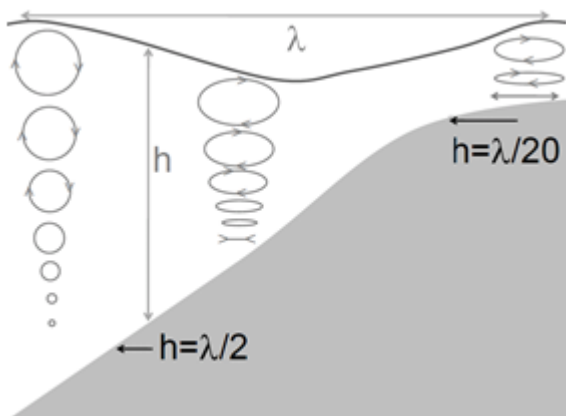
**Keywords:** shallow brackish water lagoons, Darss-Zingst bodden chain, sedimentation, plate traps, wind induced waves, water movements

## 1 Einleitung

Sedimentation und Resuspension haben in flachen Küstengewässern bedeutende Auswirkungen z. B. auf die Trübung des Wasserkörpers und damit auf die Lichtverfügbarkeit für Makrophyten und Phytoplankton (JEPPESEN et al. 1999). Theoretisch können durch Resuspensionsereignisse auch remineralisierte Nährstoffe

wieder in die Wassersäule gelangen und dort dem Phytoplankton wieder potentiell zur Verfügung stehen (SØNDERGAARD et al. 1992; DUIN et al. 2001; JEPPESEN et al. 2003).

In Flachgewässern können windinduzierte Wellen aufgrund des Verhältnisses von großer Wasseroberfläche zu geringer Wassertiefe einen starken Einfluss auf den gesamten Wasserkörper bis zum Gewässerboden ausüben (KRISTENSEN et al. 1992; HAMILTON & MITCHELL 1996; LAENEN & LETOURNEAU 1996; HOFMANN et al. 2011; QIAN et al. 2011; KELDERMAN et al. 2012). Der Wind, der über eine große Strecke über das Wasser ungehindert wehen kann, erzeugt Wellen mit bestimmten Wellenlängen ( $\lambda$ ). Das Verhältnis von Wellenlänge zu Wassertiefe ( $h$ ) bestimmt den Einfluss der Wellen auf den Wasserkörper (Abb. 1). Ist die Wassertiefe größer, als die halbe Wellenlänge, dann wird den Wellen kein Einfluss auf den Gewässerboden zugesprochen (COASTAL ENGINEERING RESEARCH CENTER 1984). Verringert sich jedoch die Wassertiefe, bzw. erhöht sich die Wellenlänge ( $h < \lambda/2$ ), dann reicht der Welleneinfluss bis zum Gewässerboden. Dabei flachen die elliptischen Bewegungen mit zunehmender Wassertiefe immer weiter ab, sodass sie am Gewässerboden zu einer oszillierenden Bewegung werden. Mit zunehmender Windgeschwindigkeit vergrößern sich die Wellenlängen und der Einfluss der Wasserbewegung in Bodennähe steigt. Dadurch verringert sich die Sedimentationsmöglichkeit für suspendierte Partikel, oder es kann zu einer Resuspension des Sedimentes kommen.



**Abb. 1:** Schematische Bewegung der Wasserpartikel von der Wasseroberfläche bis zum Gewässerboden. In tiefen Bereichen mit einer Wassertiefe ( $h$ ) größer als die halbe Wellenlänge ( $\lambda/2$ ), in sehr flachen Bereichen mit einer Wassertiefe  $< \lambda/20$  und dem Übergangsbereich mit  $\lambda/2 < h < \lambda/20$ . Bearbeitet nach (THE OPEN UNIVERSITY 1999).

In aquatischen Systemen werden meist Sedimentationsraten mit Zylinderfallen bestimmt. Dabei sollte eine Resuspension von bereits absedimentiertem Material in der Zylinderfalle verhindert werden. Das wird erreicht, indem das Verhältnis von Länge zu Durchmesser der Falle (Aspect-Ratio) mindestens 5:1 beträgt, wenn nicht sogar 10:1 (BLOESCH & BURNS 1980). Des Weiteren sollte der Durchmesser der Falle nicht zu klein sein, damit die Wasserbewegung nicht über die Fallöffnung hinweggeht und damit sogenannte Randeffecte das Absedimentieren von suspendiertem Material nicht verhindern (z. B. BUTMAN 1986; BUTMAN et al. 1986).

Die meisten Gewässer (Seen und Ozeane), die mit Zylinderfallen untersucht wurden, sind tief genug, dass der Welleneinfluss in Bodennähe gering bzw.

vernachlässigbar ist und die Wasserbewegungen mit denen in Fließgewässern vergleichbar sind. Unter diesen Voraussetzungen lassen sich Sedimentationsraten mit Zylinderfallen relativ sicher bestimmen (BUTMAN et al. 1986).

In sehr flachen Gewässern ist der Einsatz von Zylinderfallen schwierig. Mit dem Fallentyp kann die Sedimentation nur weit oberhalb des Sedimentes bestimmt werden, aufgrund der Falllänge. Der Einfluss der Wasserbewegungen ändert sich jedoch mit der Wassertiefe und ist somit in Höhe der Fallöffnung größer, als in Bodennähe.

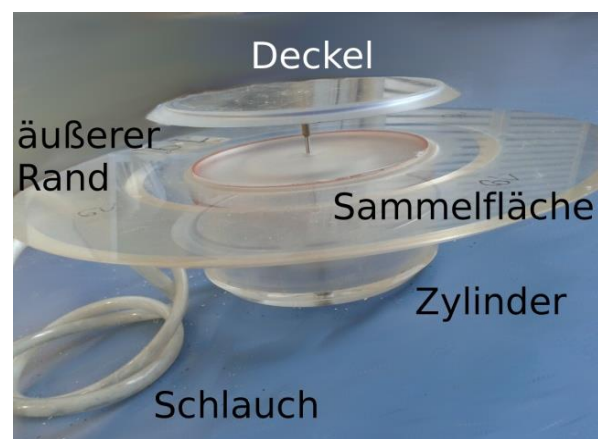
Dies kann zu einer Unterbestimmung der Sedimentationsrate führen. Andererseits kann die Sedimentationsrate überbestimmt werden, da Zylinderfallen keine Resuspension zulassen sollen (KOZERSKI & LEUSCHNER 1999). Sogenannte Tellerfallen, die einen Einfluss der Wasserbewegung zulassen, können realistische Ergebnisse geben (KOZERSKI & LEUSCHNER 1999; BANAS & MASSON 2003). Mit ihnen lassen sich Netto-Sedimentationsraten berechnen, da sie aufgrund ihres flachen Baues im Vergleich zu Zylinderfallen eine Resuspension von bereits sedimentiertem Material zulassen. Eine etablierte Methode gibt es bisher jedoch noch nicht. In dieser Studie wurden Tellerfallen an einem Standort in der Darß-Zingster-Boddenkette getestet, die ursprünglich für die Verwendung in langsam fließenden Flüssen bzw. Seen konzipiert waren (KOZERSKI & LEUSCHNER 1999, 2000).

Die ausgedehnten Gewässer der Darß-Zingster-Boddenkette sind mit einer mittleren Wassertiefe von 2 m sehr flach und daher stark durch windinduzierte Wellen beeinflusst. Dies führt zu engen Rückkopplungen zwischen Sediment und suspendiertem Material. Die Lichtattenuation in der Wassersäule des Untersuchungsgebietes wird hauptsächlich durch Chlorophyll und Seston bestimmt (Chlorophyll: 26 %  $\pm$  4,4 % und Seston: 17 %  $\pm$  8,2 % (Mittelwert  $\pm$  SD), unveröffentlichte Daten). Makrophyten und Phytoplankton stehen im Mittel bei 1,6 m Wassertiefe ( $\pm$  0,4 ,SD) noch 10 % des Oberflächenlichtes zur Verfügung (berechnet nach LUFT 2014).

Ziele der im Folgenden beschriebenen Freilandversuche waren 1) der Test von Tellerfallen in einem wellenexponierten Flachgewässer, 2) die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Sedimentationsrate und der Wasserbewegung oberhalb der Fallen und 3) der Vergleich des Verhältnisses von anorganischem zu organischem Material im suspendierten und sedimentierten Material. Die Ausgangshypothese war, dass mit zunehmendem Welleneinfluss verhältnismäßig weniger organisches Material auf den Tellerfallen bleibt, da organisches Material leicht ist, eine geringe Dichte hat und somit entweder nicht sedimentiert oder leicht wieder resuspendiert werden kann (ROSSI et al. 2003). In vergleichend eingesetzten Zylinderfallen sollte sich der organische Gehalt jedoch nicht von dem in der Wassersäule unterscheiden. Ein weiteres Ziel war die Ermittlung einer minimalen Ausbringungsdauer.

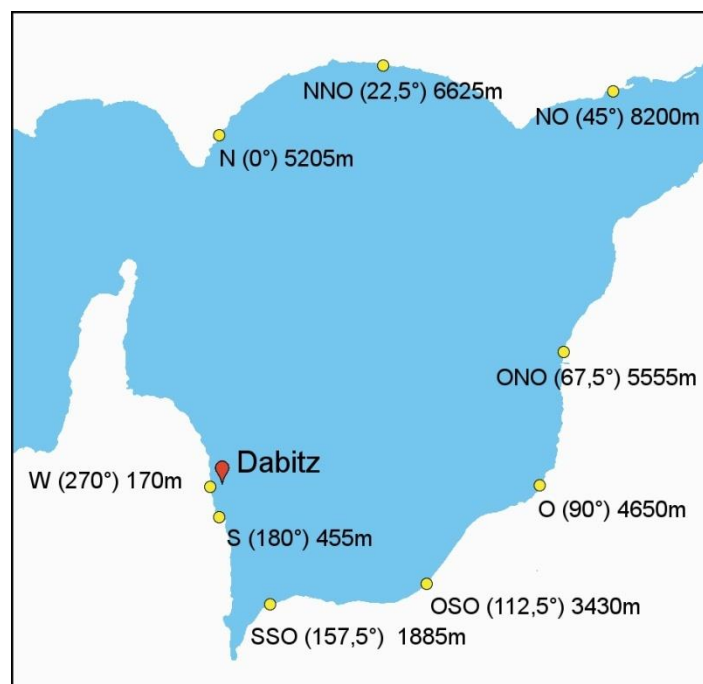
## 2 Material & Methoden

Die Tellerfallen (Abb. 2) bestehen aus einem breiten äußeren Rand und einer inneren Fläche („Sammelfläche“, Durchmesser 0,15 m), auf der suspendiertes Material sedimentieren kann. In der offenen Position bilden der äußere Rand und die Sammelfläche eine Ebene, sodass sedimentiertes Material wieder resuspendiert werden kann. Beim Schließen der Falle bewegt sich die Sammelfläche langsam nach unten in den darunterliegenden Zylinder hinein und der simultan mitbewegte Deckel verschließt den Zylinder. So kann das



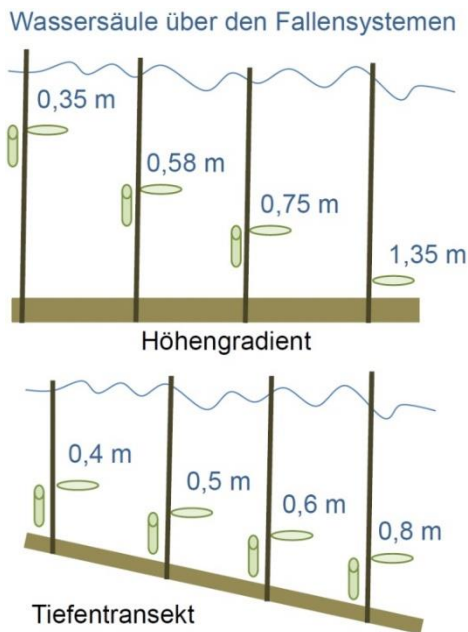
**Abb. 2:** Geöffnete Tellerfalle in der Seitenansicht.

sedimentierte Material aus dem Wasser geborgen werden, ohne es aufzuwirbeln. Sammelteller und Deckel werden mit einer peristaltischen Pumpe bewegt, die mit einem an der Falle angebrachten Schlauch verbunden ist. Auf einem Boot oder an Land wird die Falle geöffnet und das sedimentierte Material in ein Gefäß überführt. Die Tellerfallen (TF) waren an einem „Reiter“ befestigt, der auf einer im Sediment befestigten Metallstange auf und ab bewegt wurde. An diesem Reiter befand sich auch eine Zylinderfalle (ZF, Durchmesser: 0,05 m, Länge: 0,325 m), deren Öffnung sich in gleicher Höhe, wie die der TF befand. Diese Einheit von Fallen an einem Reiter wird im folgenden Text „Fallensystem“ (FS) genannt. Es wurden von Juli bis September 2014 am Probenahmestandort „Dabitz“ im Grabow vier verschiedene Versuchsreihen (Abb. 3) durchgeführt, bei denen die Wassersäule oberhalb der Fallen, die Höhe der Fallen über dem Sediment sowie die Öffnungsdauer variierte.



**Abb. 3:** Östlichster Bodden der DZBK, der Grabow, mit der Verbindung zur vorgelagerten Ostsee (über den Kanal im Nordosten). Die Entfernungen vom Standort der Sedimentationsversuche (dunkler Punkt) bis zum nächstgelegenen Ufer (Fetch [m]) sind beispielhaft für einige Windrichtungen angegeben.

Die Versuche in den Versuchsreihen „Höhengradient“, „Tiefentransekt“, „Zeitserie“ und „24-Stunden Serie“ (Tab. 1) wurden 4-8mal wiederholt und je Versuch wurden vier FS verwendet. Im Höhengradienten (Abb. 4) wurden die FS in gleicher Wassertiefe, aber in unterschiedlicher Höhe über dem Sediment angebracht. Das unterste FS bestand nur aus einer TF, um einerseits das Sedimentationsverhalten in geringer Entfernung zum Sediment zu testen und andererseits eine mögliche Resuspension bzw. eine horizontale Verfrachtung vom Sediment in Bodennähe nachzuweisen. Für einen Resuspensionsnachweis müsste bei großem Welleneinfluss der anorganische Anteil des sedimentierten Materials in der bodennahen Falle größer sein, als in den übrigen Fallen (GASITH 1975; BLOESCH 1994; LUND-HANSEN et al. 1999). Vier FS wurden entlang eines Tiefentransektes mit zunehmender Wassertiefe (Abb. 4) in etwa gleicher Höhe über dem Sediment (0,5-0,6 m) ausgebracht. Diese Versuche dienten ausschließlich der Ermittlung des Welleneinflusses auf die Sedimentation von



**Abb. 4:** Schematische Darstellung der Fallensysteme bestehend aus Tellerfalle (flach) und Zylinderfalle (länglich) und ihrer Anordnung im Feldexperiment. Oben: Höhengradient; unten: Tiefentransekt.

suspendiertem Material. Die jeweils vier Versuche des Höhengradienten und des Tiefentransektes dauerten ungefähr 24 Stunden. Bei der Zeitserie wurden vier FS in gleicher Wassertiefe und mit gleicher Wassersäule über den Fallen, aber mit unterschiedlicher Dauer (6 h, 12 h, 24 h, 48 h, 72 h) ausgebracht. Mit ihnen sollte eine minimale Ausbringungsdauer ermittelt werden. Die Ausgangshypothese war, dass die Varianzkoeffizienten ( $V_a = \text{Standardabweichung} / \text{Mittelwert}$ ) der Sedimentationsraten von den vier jeweiligen FS der Versuche (Tab. 1) kleiner werden mit zunehmender Ausbringungsdauer. Zusätzlich wurden sieben Versuche (24 h-Serie), ähnlich der Zeitserie, jedoch mit gleicher Dauer durchgeführt, um Schwankungsbreiten bei der Sedimentation zu bestimmen. Insgesamt wurden 122 Fallenproben aus 20 Versuchen ausgewertet. Am Anfang und Ende eines jeden Versuches wurde die Wassertiefe am Halterungsstab sowie die Höhe der Wassersäule über den FS gemessen, und es wurden Sestonproben (mit drei Unterproben) aus der kompletten Wassersäule mit einem Plexiglasrohr

entnommen.

Alle Proben wurden im Labor durch vorgeglühte Filter (4h bei 525°C) filtriert. Das sedimentierte Material wurde zunächst durch MGA Filter (Munktell, ø 100 mm) vorfiltriert und das Filtrat anschließend durch GF/C (Whatman, ø 48 mm) filtriert. Das suspendierte Material aus der Wassersäule (Seston) wurde durch GF/C Filter filtriert. Die Filter wurden dann bei 105°C für 24 h getrocknet und anschließend 4 h lang bei 525°C verglüht. Für die Berechnung der Sedimentationsraten (Formel 1) wurde von der gesamten Trockenmasse der einzelnen Fallenproben der jeweilige anteilige Sestongehalt in den Fallen abgezogen.

$$\text{Sedimentationsrate } [gTM m^{-2} h^{-1}] = \frac{TM_{Falle} - K_{Seston} * FV}{A_{Fallen} * Zeit * 1000} \quad \text{Formel 1}$$

Mit  $TM_{Fallen}$ : der Trockenmasse [mg] des sedimentierten Materials in der Falle;  $K_{Seston}$ : der Konzentration des gemittelten suspendierten Materials in der Wassersäule [ $mg L^{-1}$ ];  $FV$ : dem Fallenvolumen [L];  $A_{Fallen}$ : der Größe der Sammelfläche der Fallen [ $m^2$ ] und  $Zeit$ : die Ausbringungsdauer [h].

**Tab. 1:** Durchführung der verschiedenen Versuchsreihen. FS: Fallensystem; TF: Tellerfalle; ZF: Zylinderfalle.

<b>Versuchsreihe</b>	<b>Höhengradient</b>	<b>Tiefentranspekt</b>	<b>Zeitreihe</b>	<b>24h-Serie</b>
<b>Versuchsanzahl</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>7</b>
Anzahl Fallensysteme pro Versuch	4 bodennahes FS nur aus TF bestehend	4 jeweils TF+ZF	4 jeweils TF+ZF	4 jeweils TF+ZF
Wassertiefe [m]	1,45-1,51	0,93-1,50	0,90-1,07	1,44-1,65
Wassersäule über der Falle [m]	0,34-1,37	0,39-0,95	0,35-1,0	0,77-1,09
TF Höhe über dem Sediment	FS I: 0,14 FS II: 0,76 FS III: 0,88 FS IV: 1,11	0,51-0,60	0,35-0,44	0,47-0,70
Dauer	ca. 24 h	ca. 24 h	1x: 3 h, 24 h, 48 h 2x: 6 h, 12 h, 72 h	ca. 24 h
Ziele und / oder Hypothesen	Ermittlung einer möglichen Sediment-resuspension wenn Resuspension, dann sollte auf der sedimentnahen Falle mehr anorganisches Material sein, als auf den sedimententfernten Fallen	mit zunehmender Tiefe nimmt Welleneinfluss ab und die SR sowie die AFTM zu	Ermittlung einer minimalen Ausbringungsdauer Varianzkoeffizient ( $V_a$ ) nimmt mit steigender Ausbringungsdauer ab	Ermittlung einer allgemeinen Schwankungsbreite

Für alle Versuchstage wurden die stündlichen Windgeschwindigkeiten und – richtungen sowie die Pegelstände der Messstationen in Barth notiert (WINDFINDER 2014; Wsv 2014). Mittels Google Earth wurde für alle Windrichtungen (22,5° Abstände) der Fetch (Strecke, die der Wind ungehindert über die Wasseroberfläche wehen kann) bestimmt. Dafür wurden die Strecken zwischen dem Punkt an dem die Fallen aufgestellt wurden und dem nächstgelegenen Ufer in Windrichtung gemessen. Aus diesen Werten wurden nach der Formel 2 (COASTAL ENGINEERING RESEARCH CENTER 1984; LAENEN & LETOURNEAU 1996) die mittleren Wellenlängen während der Versuche berechnet.

$$\lambda = \left(\frac{gT^2}{2\pi}\right) \tanh\left(\frac{2\pi}{\left(\frac{gT^2}{2\pi}\right)}\right) \text{ mit} \quad \text{Formel 2}$$

$$T = 7,54 \left(\frac{U_A}{g}\right) \tanh\left(0,833 \left(\frac{gh}{U_A^2}\right)^{0,375}\right) \tanh\left(\frac{0,0379 \left(\frac{gF}{U_A^2}\right)^{0,333}}{\tanh\left(0,833 \left(\frac{gh}{U_A^2}\right)^{0,375}\right)}\right)$$

Dabei ist  $\lambda$  die Wellenlänge in flachem Wasser [m], T die Wellenperiode [s],  $U_A$  die Windgeschwindigkeit [ $\text{m s}^{-1}$ ], F der Fetch [m], g die Erdbeschleunigung ( $9,81 \text{ m s}^{-2}$ ) und h die Wassertiefe [m]. Während der Versuche variierten die Wassertiefen am Untersuchungsort, aufgrund von windinduzierten bzw. durch Ein- und Ausstrom bedingten Pegelstandsänderungen. Die schwankenden Pegelstände (-30 bis +20 relativ zu Normal an der Messstelle Barth) wurden bei der Berechnung der Wassersäulen über den Fallen berücksichtigt.

Bei der Datenanalyse wurden die berechneten Sedimentationsraten in Bezug zum Quotienten aus der halben Wellenlänge und der Wassersäule über den Fallen ( $h_F$ ) gesetzt ( $(\lambda/2)/h_F$ ), um die Beziehung zwischen dem Einfluss der Wellen aufgrund ihrer elliptischen Bewegung und der Wassertiefe (Abb. 1) quantitativ darzustellen. Des Weiteren wurde das Verhältnis von anorganischem zu organischem Material untersucht.

Die statistische Auswertung des Datenmaterials erfolgte mittels SPSS.

### 3 Ergebnisse

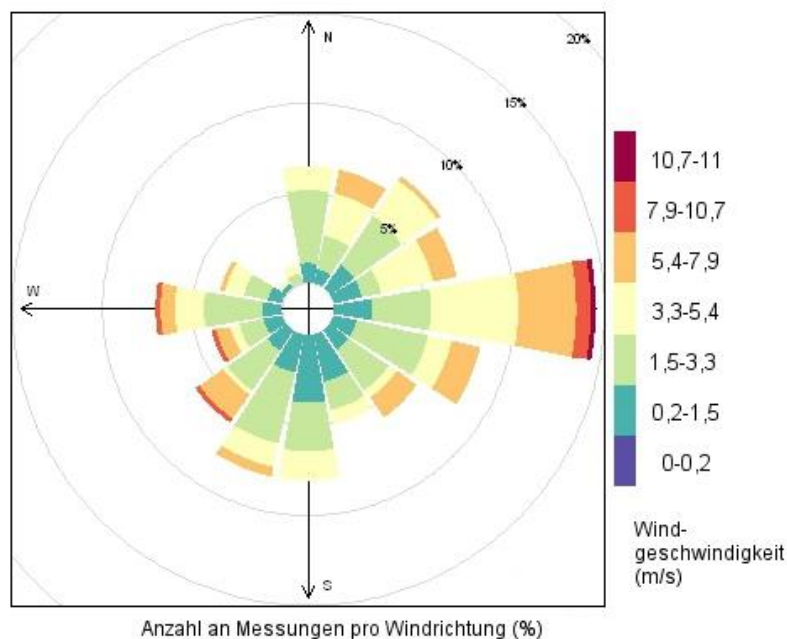
Aufgrund der variierenden Windbedingungen (Abb. 5) wurden unterschiedliche Wellenlängen (bis 4 m) berechnet. Die jeweiligen Wassersäulen über den Fallen betragen zwischen 0,35 m und 1,5 m. Bei 69 % der Fallensysteme war die halbe Wellenlänge kleiner als die Wassersäule über den Fallen (Abb. 6). Die Wellenbewegungen waren somit möglicherweise nicht immer groß genug, um das Sedimentationsgeschehen bei allen FS in den einzelnen Versuchen zu beeinflussen.

Die Sestongehalte und organischen Anteile (AFTM) in der Wassersäule betragen 38 -87  $\text{mgTG L}^{-1}$  bzw. 14 - 60 %TM (Abb. 7). Signifikante Korrelationen gab es zwischen den Sestonkonzentrationen (positiv) bzw. den organischen Anteilen des Sestons (negativ) und den jeweiligen Wellenlängen (Sestonkonzentration:  $p = 0,006$

bzw.  $AFTM_{Seston}$ :  $p = 0,002$ , Tab. 2). Bei kleinen Wellenlängen ( $<2$  m) streuten beide Werte stark.

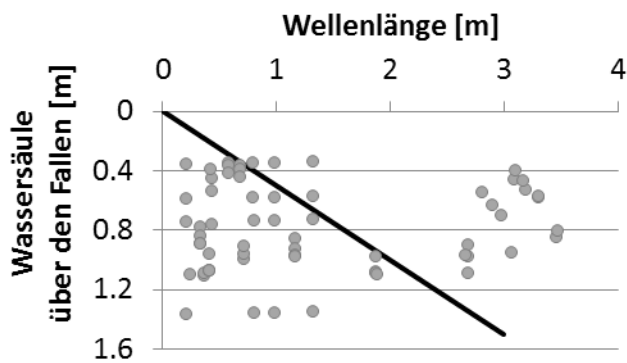
Im Mittel lagen die Sedimentationsraten (SR, Abb. 8a) aller TF bei  $0,6 \pm 0,69 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $\pm$  SD) und aller ZF bei  $3,0 \pm 3,06 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $\pm$  SD). Die TF fingen im Mittel  $1,1 \pm 1,0 \%$  (SD) und die ZF  $7,1 \pm 6,6 \%$  (SD) des möglichen suspendierten Materials. Allgemeine Schwankungsbreiten der SR, ermittelt in den sieben Versuchen der 24 h-Serie (Tab. 2), betragen bei den TF zwischen 10,6 und 76,7 % und bei den ZF 3,4 und 84,3 % (Standardabweichung in % vom Mittelwert). Im kombinierten Datenmaterial für alle Versuche (Abb. 9 a-d und Tab. 3) bestand eine negative Korrelation zwischen der  $SR_{TF}$  und der Wellenexposition ( $p = 0,000$ ). Dagegen waren die  $SR_{ZF}$  positiv korreliert mit der Wellenexposition und dem Sestongehalt (jeweils  $p = 0,000$ ).

Bis zu dem Verhältnis von  $(\lambda/2)/h_F = 0,4$  streuten die  $SR_{TF}$  (Abb. 9b) stark ( $0,106$ - $1,865 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Oberhalb dieses Verhältnisses waren sie  $<1 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Im Gegensatz dazu streuten die  $SR_{ZF}$  (Abb. 9d) bis zu dem Verhältnis  $(\lambda/2)/h_F = 1,23$  kaum und blieben unter  $2,7 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Ab diesem Verhältnis stiegen die Werte zunächst bis auf  $10,3 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  und fielen dann auf  $2,9 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  zurück.



**Abb. 5** Windbedingungen an der Wetterstation in Barth während der Probenahmen. Windrichtungen mit jeweiligen Windgeschwindigkeiten.

Der Anteil an organischem Material stieg, in den beiden Fallentypen zu gleichen Anteilen, signifikant mit dem steigendem organischem Anteil im Seston (Abb. 10a und Tab. 3). Der organische Anteil lag im Mittel in den TF bei  $23,0 \pm 6,30 \%$ TM und in den ZF bei  $29,7 \pm 6,19 \%$ TM ( $\pm$  SD) (Abb. 8). Mit größer werdender Wellenexposition nahmen die organischen Anteile in beiden Fallentypen signifikant ab (Tab. 3), in den TF jedoch mehr, als in den ZF (Abb. 10b). Zu 94,5 % war der Anteil an organischem Material auf den TF kleiner, als in den ZF. Der organische Gehalt war bei 25,4 % der



**Abb. 6:** In dem Diagramm sind für alle Fallensysteme (graue Punkte) die gemittelten Wassersäulen über den Fallen gegen die berechneten, mittleren Wellenlängen abgetragen. Die Linie markiert die Wassertiefe die genau einer halben Wellenlänge entspricht. Die Sedimentation des suspendierten Materials in den Fallensystemen, die sich oberhalb der Linie befinden, ist potentiell durch Wellenbewegung beeinflusst.

ZF-Proben größer als in den jeweiligen Sestonproben. Bei den TF-Proben waren es nur 4,55 %.

Das Verhältnis von  $AFTM_{Seston} : AFTM_{ZF}$  ( $= 1,15 \pm 0,23$  (Mittelwert  $\pm$  SD)) ist signifikant kleiner ( $p = 0,000$  (Mann-Whitney-U-Test)), als das von  $AFTM_{Seston} : AFTM_{TF}$  ( $= 1,60 \pm 0,51$  (Mittelwert  $\pm$  SD)).

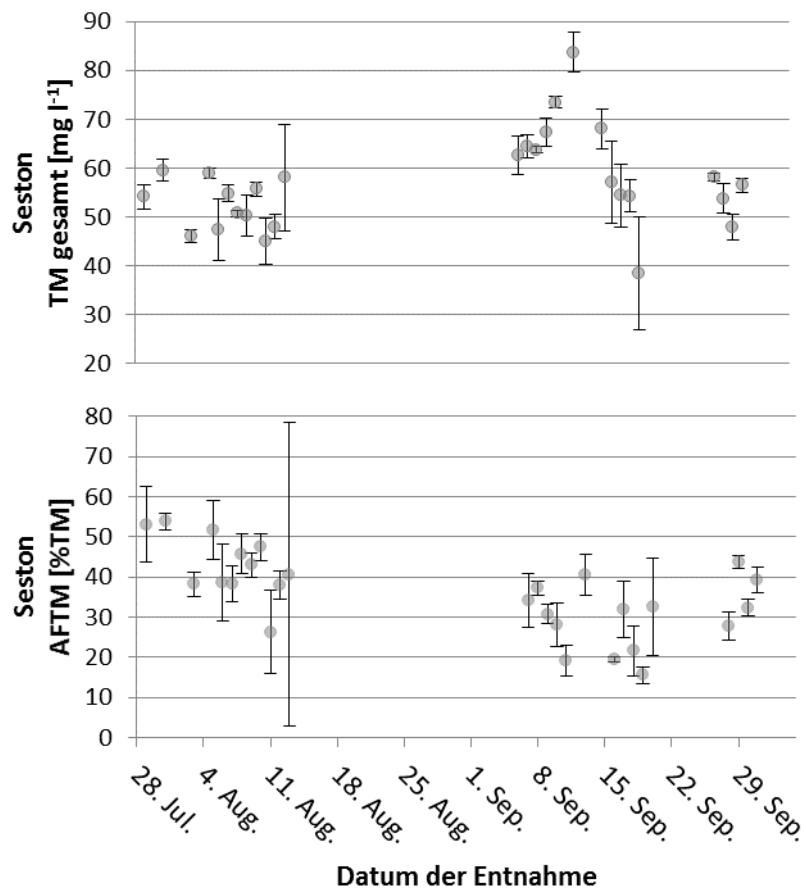
Die Daten zur Beschreibung des Sedimentationsverhaltens in ca. 0,14 m über dem Sediment (TF I) zeigten für diesen Bereich einen geringen Welleneinfluss mit  $(\lambda/2)/h_F < 0,5$  und tendenziell größere Sedimentationsraten als in den Fallen weiter oberhalb des Sedimentes (TF II-IV). Die anorganischen Anteile des sedimentierten Materials auf den

TF I (Abb. 11) waren in zwei von vier Fällen größer als in den TF II-IV.

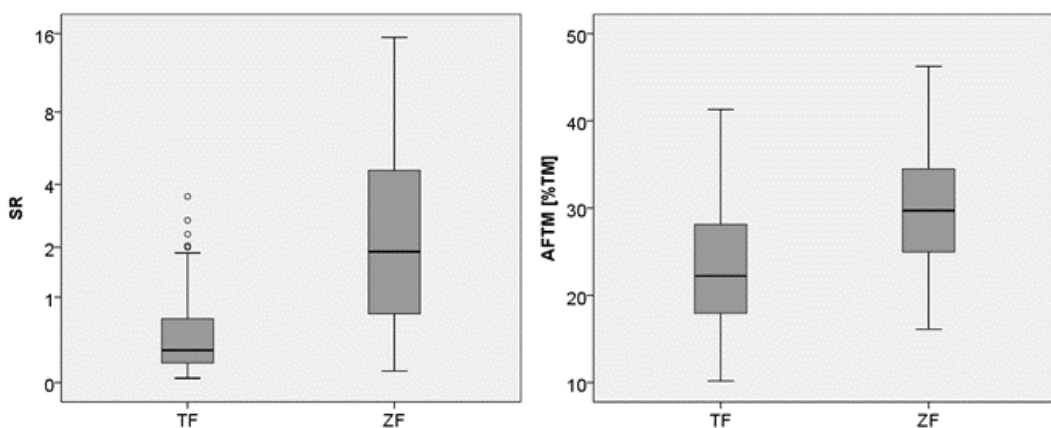
In den Zeitreihenversuchen verringerten sich die Varianzkoeffizienten der Sedimentationsraten in beiden Fallentypen nicht mit der steigenden Ausbringungsdauer (Tab. 4). Somit konnte keine minimale Ausbringungsdauer ermittelt werden.

**Tab. 2:** Ergebnisse der Korrelationsanalysen (SPSS; Spearman-Rho, nicht signifikante Korrelation<sup>##</sup>; n: Anzahl der Proben ). Seston: suspendiertes Material in der Wassersäule; TM und AFTM: Trockenmasse und organische Anteile; SR: Sedimentationsrate; TF: Tellerfallen; ZF: Zylinderfallen;  $(\lambda/2)/h_F$ : Welleneinfluss, d. h. Quotient aus halber Wellenlänge ( $\lambda/2$ ) und Wassersäule oberhalb der Fallensysteme ( $h_F$ ).

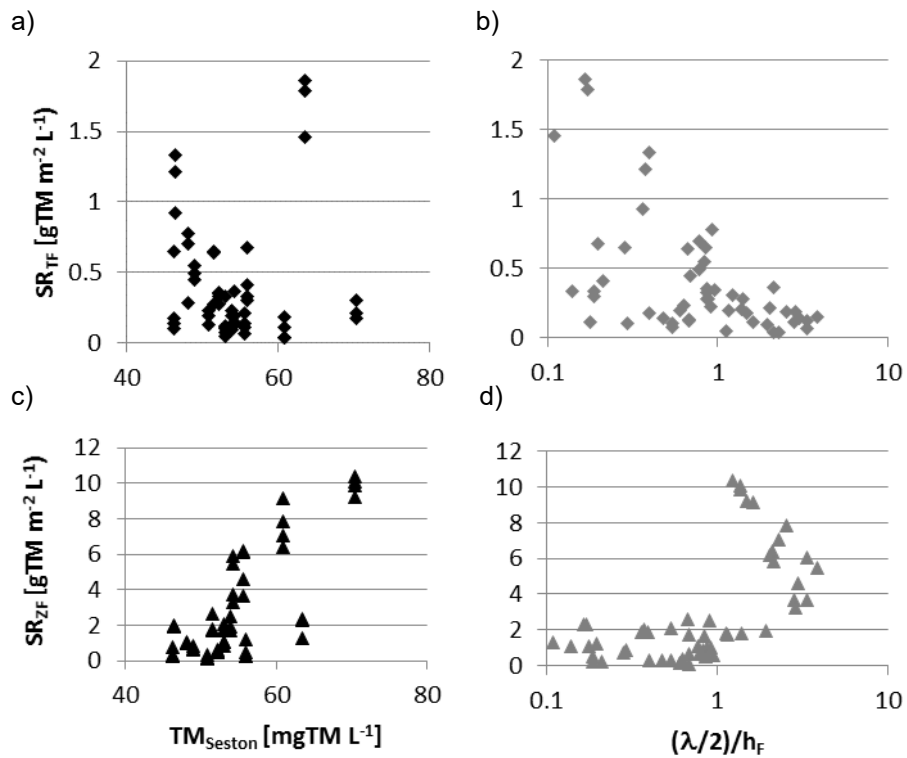
Variable		Korrelationskoeffizient	positive / negative Korrelation	Signifikanz (p; zweiseitig)	n
Seston TM	Wellenlänge	0,351	positiv	0,006	59
Seston AFTM	Wellenlänge	-0,399	negativ	0,002	59
SR <sub>TF</sub>	TM <sub>Seston</sub>	-0,088 <sup>#</sup>		0,481	66
SR <sub>ZF</sub>	TM <sub>Seston</sub>	0,589	positiv	0,000	69
AFTM <sub>TF</sub>	AFTM <sub>Seston</sub>	0,464	positiv	0,000	66
AFTM <sub>ZF</sub>	AFTM <sub>Seston</sub>	0,630	positiv	0,000	67
SR <sub>TF</sub>	$(\lambda/2)/h_F$	-0,486	negativ	0,000	61
SR <sub>ZF</sub>	$(\lambda/2)/h_F$	0,627	positiv	0,000	60
AFTM <sub>TF</sub>	$(\lambda/2)/h_F$	-0,373	negativ	0,003	61
AFTM <sub>ZF</sub>	$(\lambda/2)/h_F$	-0,356	negativ	0,005	60



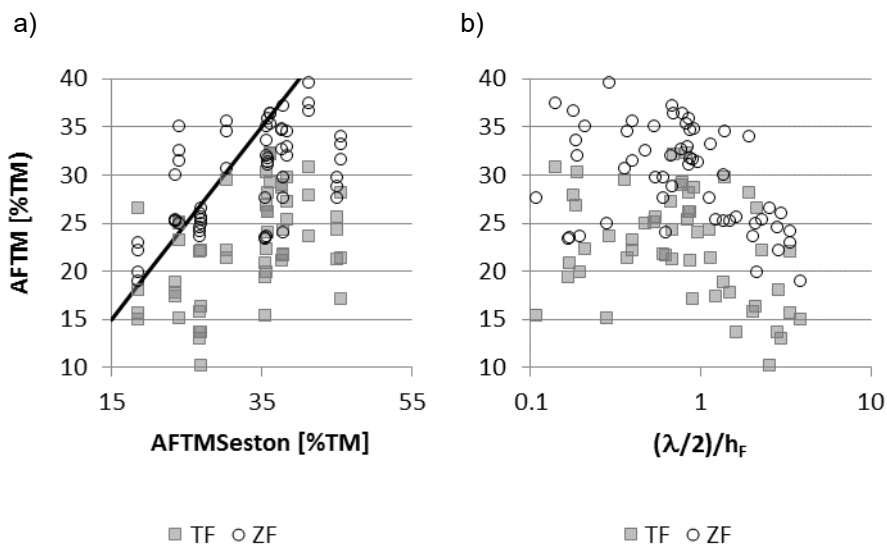
**Abb. 7:** Gesamtkonzentration des suspendierten Materials (Sestons) und organischer Anteil an der Trockenmasse des Sestons (AFTM) während der Versuche. Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung aus drei Unterproben ( $n=3$ ;  $\pm$  SD) einer Wasserprobe, entnommen aus der gesamten Wassersäule.



**Abb. 8:** Sedimentationsraten (SR [ $\text{mgTM m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ]) und organischer Anteil an der Trockenmasse (AFTM [%TM]) aller Tellerfallen (TF) und Zylinderfallen (ZF).



**Abb. 9:** Sedimentationsraten (SR) auf den Tellerfallen (TF) bzw. in den Zylinderfallen (ZF) abgetragen gegen die jeweiligen Sestonkonzentrationen (TF: a bzw. ZF: c) und gegen die jeweiligen gemittelten Wellenexpositionen  $(\lambda/2)/h_F$ , d. h. Quotient aus halber Wellenlänge  $(\lambda/2)$  zu Wassersäule über den Fallen  $(h_F)$  (TF: b bzw. ZF: d).



**Abb. 10:** Zusammenhang zwischen den organischen Anteilen in den Sedimentationsfallen und a) dem organischen Gehalt im Seston sowie b) der Wellenexposition. TF: Tellerfallen, ZF: Zylinderfallen,  $(\lambda/2)/h_F$ : Wellenexposition, d. h. Quotient aus halber Wellenlänge  $(\lambda/2)$  zu Wassersäule über den Fallen  $(h_F)$ .

**Tab. 3:** Ergebnisse der 24 h-Serie. Mit dem Mittelwert der Sedimentationsraten ( $m$ ) und der Standardabweichung in Prozent vom Mittelwert (%SD)], sowie der gemittelten Wassersäule ( $h_F$  [m]) über den Tellerfallen (TF) und Zylinderfallen (ZF) und deren Standardabweichung (SD) in den sieben Versuchen.

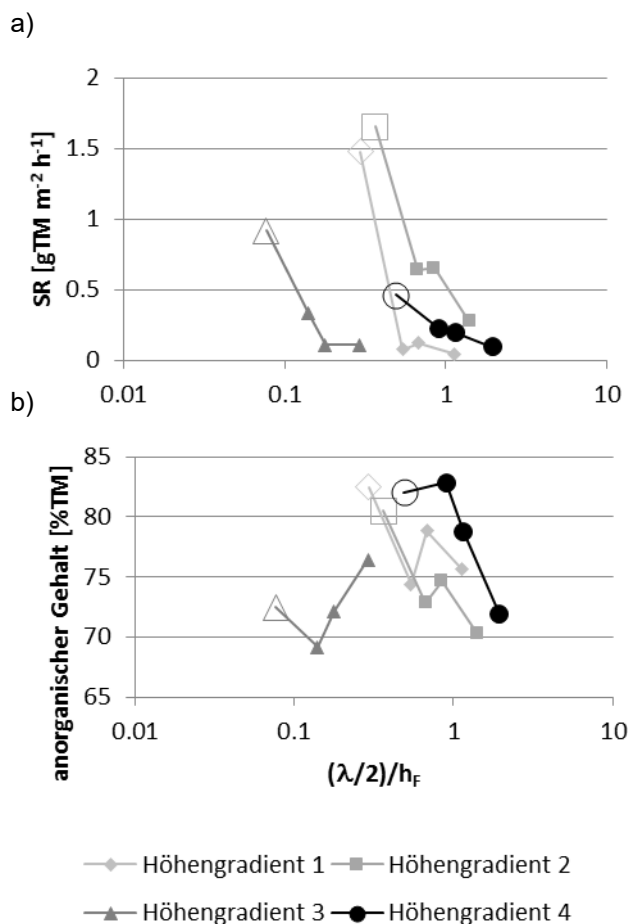
	Versuchsnummer in der 24 h-Serie						
	1	2	3	4	5	6	7
TF-Anzahl	4	4	3	4	3	4	3
$m_{TF}$	1,57	1,76	0,23	0,43	0,18	0,33	0,17
%SD <sub>TF</sub>	20,2	76,7	28,3	40,1	29,4	10,6	22,7
ZF-Anzahl	3	4	4	4	4	4	4
$m_{ZF}$	1,98	5,05	9,89	0,55	0,19	0,55	0,21
%SD <sub>ZF</sub>	29,7	13,0	4,7	84,3	56,1	8,2	3,4
$h_F$	1,0	0,86	0,99	0,85	0,92	1,06	1,07
SD	0,01	0,08	0,10	0,05	0,06	0,06	0,02

**Tab. 4:** Ergebnisse der Zeitserien-Versuche (Z) für die Tellerfallen und Zylinderfallen. Dargestellt sind Mittelwerte ( $m$ ) und Standardabweichung (SD) und Varianzkoeffizienten ( $V_a = \text{Standardabweichung} / \text{Mittelwert}$ ) aus jeweils 2-4 Fallensystemen.

Z	Tellerfallen			Zylinderfallen			
	m	SD	$V_a$	Versuch	m	SD	$V_a$
12 h <sub>1</sub>	0,13	0,004	0,005	6 h <sub>2</sub>	1,93	0,007	0,03
12 h <sub>2</sub>	0,49	0,02	0,04	24 h	1,02	0,04	0,039
48 h	0,26	0,03	0,06	72 h <sub>2</sub>	1,68	0,07	0,041
6 h <sub>1</sub>	0,39	0,07	0,10	48 h	3,44	0,25	0,07
6 h <sub>2</sub>	1,12	0,09	0,19	6 h <sub>1</sub>	13,55	1,23	0,09
72 h <sub>2</sub>	0,94	0,19	0,19	12 h <sub>2</sub>	0,72	0,13	0,18
24 h	0,58	0,11	0,22	3 h	5,96	1,16	0,19
3 h	2,17	0,17	0,24	12 h <sub>1</sub>	1,70	0,40	0,24
				72 h <sub>1</sub>	9,81	4,95	0,50

## 4 Diskussion

Bis heute ist die Aussagekraft von *in-situ* Sedimentationsraten für die realen Bedingungen in flachen Gewässern umstritten (z. B. KOZERSKI 1994, 2006; KOZERSKI & LEUSCHNER 1999; SUKHODOLOV et al. 2003). Natürliche Sedimentationsraten können mit verschiedenen Sedimentationsfallen unter- bzw. überbestimmt werden (BLOESCH & BURNS 1980; GARDNER 1980a; BUTMAN 1986). Des Weiteren können Sedimentationsfallen selektiv auf die Retention von bestimmten Partikeln wirken bzw. diese auch durch einen unterschiedlichen Winkel zwischen Zylinderfallenöffnung und Strömungsrichtung des umgebenen Wassers beeinflussen (GARDNER 1985, LARSSON et al. 1986; BUESSELER et al. 2007). Mit den getesteten Tellerfallen könnten sich neue Möglichkeiten für die Ermittlung von Sedimentationsraten in wellenbeeinflussten Flachgewässern ergeben.



**Abb. 11:** a) Sedimentationsrate und b) anorganischer Gehalt in den Tellerfallen der vier Höhengradientenversuche in Abhängigkeit von der Wellenexposition. Die sedimentnahen Fallensysteme (ungefüllte Markierung) befanden sich ca. 0,14 m über dem Sediment.

Die Sedimentationsraten (SR) der Tellerfallen (TF) und Zylinderfallen (ZF) zeigen eine Abhängigkeit vom Verhältnis der halben Wellenlänge ( $\lambda/2$ ) zur Wassersäule über den Fallen ( $h_F$ ). Bei den ZF wird ein Einfluss der Wasserbewegungen ab einem Schwellenwert um 1 deutlich. Bei den TF ist der Wert etwas niedriger, zwischen 0,4 und 1 (Abb. 9). Trotz der geringen Wassertiefe (<2 m) am Untersuchungsstandort reichten die windinduzierten Welleneinflüsse nicht immer bis hinunter zu den Sedimentationsfallen. Jedoch reichen sie aus, um das suspendierte Material in der Wassersäule zu halten, denn weniger als 4,4 % (TF) bzw. 25,2 % (ZF) des möglichen sedimentierbaren Materials setzte sich in den Fallen ab.

Der vergleichsweise geringe organische Gehalt des sedimentierten Materials in den TF zeigt, dass organisches Material entweder langsamer absedimentiert oder schnell resuspendiert wird. Selbst in den ZF ist das AFTM zu fast 75 % geringer, als in den jeweiligen Sestonproben. Suspendierte Partikel haben in der

DZBK ein großes Volumen und eine geringe Dichte aufgrund einer hohen Klebrigkeit (SCHUMANN et al. 2001; SCHUMANN & KARSTEN 2006). Dadurch können die Partikel lange in der Wassersäule bleiben und somit für eine hohe Trübung sorgen, auch ohne zusätzliche Resuspension des Bodenmaterials.

Je größer jedoch die Masse von Partikelaggregaten ist, z. B. durch Anlagerung von anorganischen Partikeln, desto eher sedimentieren sie. Das könnte der Grund sein, warum in zwei der vier Versuche im Höhengradienten (Abb. 10) in den sedimentnahen TF die Anteile von anorganischem Material höher waren, als in den TF weiter oberhalb des Sedimentes. Die Möglichkeit eines Resuspensionsereignisses an der Messstelle war jedoch gering, da der Welleneinfluss in beiden Fällen relativ niedrig war ( $(\lambda/2)/h = 0,27$  und  $0,33$ ).

Es gab keine minimale Ausbringungsdauer, da die Varianzkoeffizienten der Sedimentationsraten mit steigender Ausbringungsdauer nicht abnahmen (Tab. 3). Die Ausbringungsdauer sollte in zukünftigen Messungen möglichst kurz sein, damit sich die Wind- und Wellenbedingungen sowie die Sestonkonzentrationen so wenig wie möglich während der Fallenausbringung ändern. Ein Problem besteht jedoch, wenn die Ausbringungsdauer zu kurz ist, denn dann hätten nicht alle Partikelsorten potentiell

die Möglichkeit in den Fallen zu sedimentieren (BUESSELER et al. 2007). Die Ermittlung von Sinkgeschwindigkeiten einzelner Partikelfractionen unter Welleneinfluss ist jedoch kaum möglich, sodass an dieser Stelle nur die Schwierigkeit erwähnt werden soll. Aufeinanderfolgende Beprobungen werden empfohlen, da sich die Arbeitszeit bei gleichzeitiger Ausbringung und Entleerung der Fallen verkürzt.

Die Schwankungen der Sestonhalte in der Wassersäule von aufeinanderfolgenden Probenahmen waren z. T. relativ groß (Abb. 8). Die Sestonkonzentration im Grabow wird unter anderem durch windinduzierte Wellen und durch die Ostsee beeinflusst (GEORGI 1986). Der Wasserkörper dieses Gewässers wird theoretisch 32mal pro Jahr ausgetauscht, d. h. ca. alle elf Tage (CORRENS & JAEGER 1979), wobei das suspendierte Material durch einströmendes klares Ostseewasser verdünnt bzw. bei Ausstromsituationen in die vorgelagerte Ostsee verfrachtet werden kann (SCHLUNGBAUM et al. 1994a). Die Einflüsse von Ein- oder Ausstrom und Wind können sich zeitweise überlagern, sich gegenseitig verstärken oder vermindern. Dies könnte der Grund für die fehlende Korrelation zwischen den SR der Tellerfallen und den jeweiligen Sestonkonzentrationen in der Wassersäule sein.

Im Mittel könnten 5,1 kg suspendiertes Material im Jahr pro Quadratmeter sedimentieren, bei einer mittleren SR der TF von  $0,6 \text{ gTM m}^{-2}\text{h}^{-1}$ . Bezüglich der SR der ZF ergibt das einen Wert von  $26,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ . Das bedeutet eine Zunahme der Sedimentdicke von 0,4 cm pro Jahr (bzw. 2,0 cm (ZF)) bei einer Trockenraumdichte des Sedimentes in gleicher Wassertiefe am Standort Dabitz von  $1,33\text{g/cm}^3$  (SD; F. BITSCHOFSKY, pers. Mitteilung). Das sedimentierte Material auf den TF hatte einen mittleren organischen Anteil von 23 % TM, das Sediment in der Umgebung aber nur 1,3 % TM (F. BITSCHOFSKY, pers. Mitteilung). Vermutlich wird in den ausgedehnten Flachwasserbereichen, durch die besonderen Eigenschaften des suspendierten Materials, die Sedimentation von organischem Material durch Wasserbewegungen verhindert bzw. wird es schnell wieder resuspendiert. Somit können diese Bereiche langfristig kaum als Senke für Nährstoffe dienen (detailliertere Beschreibungen des Sedimentes in den weiteren Beiträgen dieser Ausgabe; SCHLUNGBAUM et al. 1994b). Es kann davon ausgegangen werden, dass das sedimentierte Material langfristig in tiefere Bereiche verlagert wird, da bei einer Wassertiefe von 1,9 m bereits ein organischer Gehalt von 8,7 % TM vorhanden ist (F. BITSCHOFSKY, pers. Mitteilung).

Bei früheren Sedimentationsversuchen im zentralen Bereich des Grabow (3,0-3,5 m Wassertiefe) wurden mittlere SR von  $4,6 \text{ gTM m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Min: 0,3 und Max:  $15,0 \text{ gTM m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) und ein mittleres AFTM von 30,2 %TM (Min: 24,6 und Max: 44,1 %TM) in einer Expositionstiefe von 2,4 - 2,9 m gemessen (KLEIB 1987). Die entsprechenden Sedimentfallen bestanden aus bodenlosen Flaschen (20 cm lang und 9 cm im Durchmesser, Aspect-Ratio von 2,2), die mit dem Hals nach unten in einem Gestell über dem Sediment hingen. Im Flaschenhals steckten Reagenzgläser als Auffangbehälter.

In der Zukunft sollten die Berechnungen der SR mit den TF in konstanter Distanz zum Boddenboden in Tiefentransekten, vom flachen Schilfrand bis in die größten Senken (ca. 6 m), weiter geführt werden. Für die Gesamtbetrachtung der Darß-Zingster-Boddenkette sind Messungen des Sedimentationsverhaltens von suspendiertem Material in allen Bodden nötig, da unterschiedliche Sestonzusammensetzungen in den einzelnen Bodden auftreten. In einem Gradienten von West nach Ost verringern sich der Gehalt von Gesamtsuspendiertem und organischem Material, sowie der Chlorophyllgehalt (LUNG 1990-2006).

Durch die Analyse des Sedimentationsverhaltens von Sestonpartikeln in verschiedenen Sedimentationsfällen (ZF und TF), bei kontrolliertem Welleneinfluss unter Laborbedingungen, können zukünftige *in-situ* Messungen verbessert werden, wie es bereits für Fallen unter Strömungsbeeinflussung geschehen ist (z. B. GARDNER 1980b; BUTMAN 1986; GUST et al. 1996; GARDNER & ZHANG 1997). Bei der Simulation muss auf Turbulenzen in Fallennähe und innerhalb von ZF geachtet werden. Der Deckel der hier verwendeten TF kann Turbulenzen erzeugen und die vertikale Wasserbewegung zwischen Deckel und Sammelfläche verringern. Beides würde die Sedimentation beeinflussen. Aus diesem Grund wurde eine Tellerfalle entwickelt, die keinen Deckel hat (BANAS & MASSON 2003). Bei dieser Falle ist die Bergung des sedimentierten Materials aus tieferem Wasser jedoch schwierig, da sie mittels eines Schlauches erfolgt, der rund um die Sammelfläche empor gezogen wird und damit viel überstehendes Wasser samt suspendiertem Material mit einschließt. Ihr Anwendungsbereich liegt daher wie in BANAS & MASSON (2003) beschrieben in sehr flachen lenitischen, d. h. windgeschützten und strömungsberuhigten, Gewässerbereichen.

Die Sedimentationsraten in den ausgedehnten, flachen Bereichen der DZBK sind abhängig von der Wassertiefe, den Wellenbewegungen (inklusive Langmuir-Zirkulationen; CHUBARENKO et al. 2010; TEJADA-MARTÍNEZ et al. 2013) und dem Einfluss der Ostsee (boddenabhängige Austauschraten, Ein- und Ausstromereignisse). In den flachen Randbereichen können auch die dort wachsenden Makrophyten eine Rolle spielen.

Im Allgemeinen wird submersen und emersen Makrophyten, wie Seegräsern, Characeen, Laichkräutern und Schilf, eine sedimentationsfördernde und resuspensionsverringende Wirkung zugeschrieben (GACIA & DUARTE 2001; SCHULZ et al. 2003; LI et al. 2008; NURMINEN & HORPPILA 2009; HEIDE et al. 2011; WILKIE et al. 2012). Dabei kann ein dichter Makrophytenbestand verringern auf Wasserbewegungen (MADSEN et al. 2001) bzw. auf die Wirkung von Wellen in Bodennähe wirken (GRUBER & KEMP 2010; LÖVESTEDT & LARSON 2010). Im Gegensatz dazu können spärliche Makrophytenbestände Resuspension durch Erzeugung von Turbulenzen an den Pflanzenstielen fördern (JÄRVELÄ 2002; BOUMA et al. 2009; LUHAR et al. 2010; NEPF 2012; SUKHODOLOV & SUKHODOLOVA 2012).

Da die genannten physikalisch-biologischen Parameter sehr variabel sind, sollte eine Berechnung von jährlichen Sedimentationsraten für die einzelnen Bodden im Zusammenhang mit zusätzlichen Modellierungen erfolgen, wie für andere Gewässer bereits durchgeführt (KRISTENSEN et al. 1992; HAMILTON & MITCHELL 1996; CÓZAR et al. 2005; LÖVESTEDT & LARSON 2010; PUJOL et al. 2012; MARIOTTI & FAGHERAZZI 2013; NICOLODI et al. 2013). Die Ergebnisse punktueller und zeitlich begrenzter Beprobungen könnten in Modellen mit Wind- und Bathymetriedaten interpoliert werden und dadurch auf größere Flächen und auf längere Zeiträume bezogen werden.

## **Zusammenfassung**

Ziel der Studie war es sogenannte Tellerfallen (TF) für die Berechnung von Sedimentationsraten (SR) an einem Untersuchungsort in der Darß-Zingster-Boddenkette zu testen. Das Besondere des Fallentyps ist die Möglichkeit, dass bereits sedimentiertes Material wieder resuspendiert werden kann, im Gegensatz zu Zylinderfallen (ZF). Die Gewässer sind sehr flach (<2 m) und damit durch wind-

induzierte Wellen beeinflusst. Für die beiden Fallentypen wurde der Einfluss der Wellen und Wassertiefen auf die Sedimentation von suspendiertem Material bestimmt.

Die Mittlere SR der TF betrug  $0,6 \pm 0,69 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  und für die ZF  $3,0 \pm 3,06 \text{ gTM m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $\pm$  SD). Die dazugehörigen theoretischen Werte für die Zunahme der Sedimenthöhe waren 0,4 bzw. 2,0 cm pro Jahr. Die signifikanten Korrelationen zwischen den SR und dem Einfluss der Wasserbewegungen (halbe Wellenlänge / Wassersäule über den Fallen) waren negativ für die TF und positiv für die ZF. Der organische Anteil in beiden Fallentypen stieg signifikant mit dem organischen Anteil im suspendierten Material und verringerte sich signifikant mit dem steigenden Einfluss der Wasserbewegungen. Jedoch ist der organische Anteil in den TF fast immer geringer als in den ZF oder im suspendierten Material.

Abschließend kann gesagt werden, dass sich mittels Tellerfallen realistischere Sedimentationsraten für wellenbeeinflusste Gewässer berechnen lassen, als mit Zylinderfallen. Jedoch sind zukünftige Laboruntersuchungen bezüglich der Interaktionen zwischen Tellerfalle und welleninduzierte Wasserbewegungen notwendig. Sie könnten zeigen, dass die Verwendung dieses Fallentyps für die beschriebenen Flachwasserbedingungen sinnvoll ist.

## Danksagung

Wir bedanken uns für die Bereitstellung des Sedimentationsfallen- und Filtrationsequipments sowie für die technische Beratung bei Stefan Thoma und Sabine Wilczek von der SGL Spezial- und Bergbau-Servicegesellschaft Lauchhammer mbH; bei unseren Masterstudentinnen, Vivien Leonhardt, Maria Schiffler und Laura Schulz, für die tatkräftige Mitarbeit bei allen Wetterlagen während der Probenahmen und Probenaufbereitung im Labor; bei Lothar Spengler, Mitarbeiter der Biologischen Station Hiddensee, für die Anpassung unserer Ausrüstung an die gegebenen Ansprüche; sowie bei allen MitarbeiterInnen der Biologischen Station, Rhena Schumann, Maximilian Berthold, Volker Reiff und Rita Wulff, für die Bereitstellung von Unterkunft, Laborplätzen und Ausrüstung, bei dem Transport des Kanus und für die Hilfe bei Probennahme und -aufbereitung.

## Literaturverzeichnis

- Banas, D. & G. Masson, 2003. New plate sediment traps for lentic systems. *Archiv für Hydrobiologie*. 158. 2. 283–288.
- Bloesch, J., 1994. A review of methods used to measure sediment resuspension. *Hydrobiologia*. 284. 13–18.
- Bloesch, J. & N. Burns, 1980. A critical review of sedimentation trap technique. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*. 42. 1.
- Bouma, T., M. Friedrichs, P. Klaassen, B. van Wesenbeeck, F. Brun, S. Temmerman, M. van Katwijk, G. Graf & P. Herman, 2009. Effects of shoot stiffness, shoot size and current velocity on scouring sediment from around seedlings and propagules. *Marine Ecology Progress Series*. 388. 293–297.
- Buesseler, K., A. Antia, M. Chen, S. Fowler, W. Gardner, O. Gustafsson, K. Harada, A. Michaels, M. van der Rutgers Loeff, M. Sarin, D. Steinberg & T. Trull, 2007. An assessment of the use of sediment traps for estimating upper ocean particle fluxes. *Journal of Marine Research*. 65. 345–416.
- Butman, C., 1986. Sediment trap biases in turbulent flows: Results from a laboratory flume study. *Journal of Marine Research*. 44. 645–693.

- Butman, C., W. Grant & K. Stolzenbach, 1986. Predictions of sediment trap biases in turbulent flows: A theoretical analysis based on observations from the literature. *Journal of Marine Research*. 44. 601–644.
- Chubarenko, I., B. Chubarenko, E. Esiukova & H. Baudler, 2010. Mixing by Langmuir circulation in shallow lagoons. *Baltica*. 23. 1. 13–24.
- Coastal Engineering Research Center, 1984. Shore protection manual.
- Correns, M. & F. Jaeger, 1979. Beiträge zur Hydrographie der Nordrügenschten Bodden. *Acta Hydrophysica*. 24. 3. 149–177.
- Cózar, A., J. Gálvez, V. Hull, C. Garcia & S. Loisell, 2005. Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): a model based on turbidimetry. *Ecological Modeling*. 186. 63–76.
- Duin, E. Van, G. Blom, F. Los, R. Maffione, R. Zimmermann, C. Cerco, M. Dortch & E. Best, 2001. Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. *Hydrobiologia*. 444. 25–42.
- Gacia, E. & M. Duarte, 2001. Sediment retention by a mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: The balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 52. 505–514.
- Gardner, W., 1980a. Field assessment of sediment traps. *Journal of Marine Research*. 38. 1. 41–52.
- Gardner, W., 1980b. Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation. *Journal of Marine Research*. 38. 1. 17–39.
- Gardner, W., 1985. The effect of tilt on sediment trap efficiency. *Deep-Sea Research*. 32. 3. 349–361.
- Gardner, W. & Y. Zhang, 1997. The effect of brine on the collection efficiency of cylindrical sediment traps. *Journal of Marine Research*. 55. 1029–1048.
- Gasith, A., 1975. Tripton sedimentation in eutrophic lakes - simple correction for the resuspended matter. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 19. 116–122.
- Georgi, F., 1986. Die chemische Zusammensetzung des Sestons in inneren Küstengewässern der DDR (Darß-Zingster Boddengewässer, südliche Ostsee). *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. 14. 6. 581–594.
- Gruber, R. & W. Kemp, 2010. Feedback effects in a coastal canopy-forming submersed plant bed. *Limnology and Oceanography*. 55. 6. 2285–2298.
- Gust, G., W. Bowles, S. Giordano & M. Hüttl, 1996. Particle accumulation in a cylindrical sediment trap under laminar and turbulent steady flow: An experimental approach. *Aquatic Sciences*. 58. 4. 297–326.
- Hamilton, D. & S. Mitchell, 1996. An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 317. 209–220.
- Heide, T. van der, E. van Nes, M. van Katwijk, H. Olf & A. Smolders, 2011. Positive feedbacks in seagrass ecosystems - evidence from large-scale empirical data. *PLoS ONE*. 6. 1.
- Hofmann, H., A. Lorke & F. Peeters, 2011. Wind and ship wave-induced resuspension in the littoral zone of a large lake. *Water Resources Research*. 47.
- Järvelä, J., 2002. Flow resistance of flexible and stiff vegetation: a flume study with natural plants. *Journal of Hydrology*. 269. 44–54.
- Jeppesen, E., J. Jensen, M. Søndergaard, K. Hansen, P. Møller, H. Rasmussen, V. Norby & S. Larsen, 2003. Does resuspension prevent a shift to a clear state in shallow lakes during reoligotrophication? *Limnology and Oceanography*. 48. 5. 1913–1919.
- Jeppesen, E., J. Jensen, M. Søndergaard & T. Lauridsen, 1999. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*. 408/409. 217–231.
- Kelderman, P., R. Ang'weya, P. de Rozari & T. Vijverberg, 2012. Sediment characteristics and wind-induced sediment dynamics in shallow Lake Markermeer, the Netherlands. *Aquatic Sciences*. 74. 301–313.
- Kleiß, A., 1987. Untersuchungen zur Sedimentation in der Darss-Zingster-Boddenkette unter Berücksichtigung der hydrographischen Bedingungen. Universität Rostock.
- Kozerski, H.-P., 1994. Possibilities and limitations of sediment traps to measure sedimentation and resuspension. *Hydrobiologia*. 284. 93–100.

- Kozerski, H.-P., 2006. Sedimentation und Resuspension in Flachgewässern - zwei weiterhin schwer fassbare Größen? Rostocker Meeresbiologische Beiträge. 16. 13–33.
- Kozerski, H.-P. & K. Leuschner, 1999. Plate sediment traps for slowly moving waters. *Water Research*. 33. 13. 2913–2922.
- Kozerski, H.-P. & K. Leuschner, 2000. A new plate sediment trap: design and first experiences. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 27. 242–245.
- Kristensen, P., M. Søndergaard & E. Jeppesen, 1992. Resuspension in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*. 228. 101–109.
- Laenen, A. & A. LeTourneau, 1996. Upper Klamath Basin nutrient-loading study: Estimate of wind-induced resuspension of bed sediment during periods of low lake elevation. U.S. Geological Survey open-file report.
- Larsson, U., S. Blomqvist & B. Abrahamsson, 1986. A new sediment trap system. *Marine Ecology Progress Series*. 31. 205–207.
- Li, E.-H., W. Li, G.-H. Liu & L.-Y. Yuan, 2008. The effect of different submerged macrophyte species and biomass on sediment resuspension in a shallow freshwater lake. *Aquatic Botany*. 88. 121–126.
- Lövestedt, C. & M. Larson, 2010. Wave damping in reed: field measurements and mathematical modeling. *Journal of Hydraulic Engineering*. 136. 4. 222–233.
- Luhar, M., S. Coutu, E. Infantes, S. Fox & H. Nepf, 2010. Wave-induced velocities inside a model seagrass bed. *Journal of Geophysical Research*. 115.
- Luft, P., 2012. Attenuation und spektrales Unterwasserlichtklima im Gradienten der Darß-Zingster Boddenkette. Bachelorarbeit, Universität Rostock
- Lund-Hansen, L., M. Petersson & W. Nurjaya, 1999. Vertical sediment fluxes and wave-induced sediment resuspension in a shallow-water coastal lagoon. *Estuaries*. 22. 1. 39–46.
- LUNG, 1990-2006. Gewässergüteberichte Mecklenburg-Vorpommern.
- Madsen, J., P. Chambers, W. James, E. Koch & D. Westlake, 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*. 444. 71–84.
- Mariotti, G. & S. Fagherazzi, 2013. Wind waves on a mudflat: The influence of fetch and depth on bed shear stresses. *Continental Shelf Research*. 605. 99–110.
- Nepf, H., 2012. Flow and transport in regions with aquatic vegetation. *Annual Review of Fluid Mechanics*. 44. 123–142.
- Nicolodi, J., E. Toldo & L. Farina, 2013. Dynamic and resuspension by waves and sedimentation pattern definition in low energy environments. Guaíba Lake (Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*. 61. 1. 55–64.
- Nurminen, L. & J. Horppila, 2009. Life form dependent impacts of macrophyte vegetation on the ratio of resuspended nutrients. *Water Research*. 43. 3217–3226.
- Pujol, D., J. Colmer, T. Serra & X. Casamitjana, 2012. A model for the effect of submerged aquatic vegetation on turbulence induced by an oscillating grid. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 114. 23–30.
- Qian, J., S.-S. Zheng, P.-F. Wang & C. Wang, 2011. Experimental study on sediment resuspension in Taihu Lake under different hydrodynamic disturbances. *Journal of Hydrodynamics*. 201123. 6. 826–833.
- Rossi, S., A. Grémare, J.-M. Gili, J.-M. Amouroux, E. Jordana & G. Vétion, 2003. Biochemical characteristics of settling particulate organic matter at two north-western Mediterranean sites: a seasonal comparison. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 58. 423–434.
- Schlunbaum, G., H. Baudler & G. Nausch, 1994a. Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*. 2. 5–26.
- Schlunbaum, G., G. Nausch & H. Baudler, 1994b. Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*. 2. 27–40.
- Schulz, M., H.-P. Kozerski, T. Pluntke & K. Rinke, 2003. The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). *Water Research*. 37. 569–578.
- Schumann, R. & U. Karsten, 2006. Phytoplankton im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette - 13 Jahre Remesotrophierung. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*. 16. 47–59.

- Schumann, R., D. Rentsch, S. Görs & U. Schiewer, 2001. Seston particles along an eutrophication gradient in coastal waters of the southern Baltic Sea: significance of detritus and transparent mucoid material. *Marine Ecology Progress Series*. 218. 17–31.
- Søndergaard, M., P. Kristensen & E. Jeppesen, 1992. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia*. 228. 91–99.
- Sukhodolov, A., H. Bungartz, Engelhardt & Christof, 2003. Comment on "determination of areal sedimentation rates in rivers by using plate sediment trap measurements and flow velocity - settling flux relationship" by Hans-Peter Kozerski. *Water Research*. 37. 2794–2795.
- Sukhodolov, A. & T. Sukhodolova, 2012. Vegetated mixing layer around a finite-size patch of submerged plants. *Water Resources Research*. 48.
- Tejada-Martínez, A., C. Akan, N. Sinha, C. Grosch & G. Martinat, 2013. Surface dynamics in LES of full-depth Langmuir circulation in shallow water. *Physica Scripta*. T155.
- The Open University, 1999. *Waves, Tides and Shallow Water Processes*. Elsevier.
- Wilkie, L., M. O'Hare, I. Davidson, B. Dudley & D. Paterson, 2012. Particle trapping and retention by *Zostera noltii*: A flume and field study. *Aquatic Botany*. 102. 15–22.
- Windfinder, 2014. Windgeschwindigkeit und Windrichtung während der Probenahmen 2014. [www.windfinder.com](http://www.windfinder.com)
- WSV – Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, 2014. Pegelstand Barth. [www.pegelonline.wsv.de](http://www.pegelonline.wsv.de)

Maïke PIEPHO\* & Hendrik SCHUBERT

\*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Str. 3, 18051 Rostock  
maïke.piepho@uni-rostock.de

## Phenology of macrophytes and phytoplankton in the Grabow – a shallow coastal lagoon of the Baltic Sea

### Abstract

Macrophyte cover and species richness influence structure and functioning of shallow water ecosystems. Macrophytes can reduce phytoplankton blooms and stabilize a clear water state by storing nutrients and providing refuge for zooplankton. In the shallow coastal lagoon “Grabow” (southern Baltic Sea) eutrophication led to a turbid, phytoplankton dominated state and a loss of macrophytes. In the past years, however, macrophyte biomass increased again, though the water is still turbid.

In this study, seasonality of macrophyte and phytoplankton biomass in the Grabow in 2013 were analyzed. It was found that macrophyte cover and production are confined to spring and summer months, loss of biomass started already in September. In spring, macrophytes appear after the phytoplankton bloom; a second phytoplankton bloom developed in parallel to macrophyte senescence in autumn. The lowest phytoplankton biomass co-occurred with the highest macrophyte biomass in July and August. In conclusion, macrophyte cover in the Grabow developed too late to prevent the spring phytoplankton bloom but may reduce phytoplankton biomass during summer months and consequently have a positive effect on water quality.

**Keywords:** Macrophyte, phytoplankton, biomass, primary production, shallow coastal bay, photosynthesis

### 1 Introduction

Abundance of submerged macrophytes essentially determines the structure and function of shallow waters. In particular, macrophytes have a pronounced positive effect on water clarity: they take up nutrients and store them long term in their biomass, thus reducing phytoplankton growth and the probability of blooms. Dense submerged vegetation provides refuge for filtering zooplankton, which enhances grazing on algae. In addition, shading effects of submerged macrophytes reduce production of phytoplankton (SCHEFFER 1999). Such effects have been described for freshwater ecosystems, but also for shallow coastal waters (DAHLGREN & KAUTSKY 2004; MCGLATHERY et al. 2007; ROSQVIST et al. 2010).

In the shallow coastal lagoons (“Bodden”) of the Darß-Zingst peninsula (southern Baltic Sea) eutrophication has led to a strong reduction of underwater vegetation cover

and loss of plant species or communities in the 1970s (LINDNER 1972; BEHRENS 1982; TEUBNER 1989). This resulted in phytoplankton-dominated waters with high turbidity. At the same time phytoplankton biomass increased (SCHIEWER 2008). Since 1990 nutrient input into the system has been reduced (LUNG 2013) and macrophyte biomass increased again (YOUSEF & SCHUBERT 2001). Nevertheless, turbidity is still high indicating that macrophytes are not able to diminish the effects of eutrophication.

Yet, not only macrophyte occurrence and biomass are important for the effects of eutrophication on the system as has been described by SAYER et al. (2010) in a study of 39 shallow lakes from areas with a temperate Atlantic climate. Also, the duration of macrophyte cover and species richness influence the concentration and timing of phytoplankton peaks. Since there are few phenological data on macrophyte occurrence in the Darß-Zingst Bodden Chain (DZBC), not much is known about the variation of biomass cover in the course of the year.

In this study, the seasonality in biomass of the dominant macrophyte species (*Potamogeton pectinatus*, *Ruppia* sp. and *Chara baltica*) was analyzed in the Grabow, the easternmost lagoon of the DZBC, to determine the duration of macrophyte cover. Additionally, primary production and thereby the potential biomass of *C. baltica* were calculated and used to determine biomass losses of *C. baltica*. Seasonality of macrophytes was then compared with the development of phytoplankton biomass to discuss possible interactions between the two primary producers. We hypothesize that – although macrophyte biomass may be high during summer - macrophytes are scarce at the beginning of the year when phytoplankton biomass increases. Macrophytes in the Grabow might not be able to reduce phytoplankton growth in spring, because they occur later in the year, when phytoplankton abundance is already high. However, due to high turnover rates of phytoplankton, nutrient competition can still occur later in the year when established macrophytes might reduce growth rates of phytoplankton. Therefore, detailed phenological studies about the seasonal development of macrophytobenthos are needed to estimate their potential impact on phytoplankton. The understanding of mechanisms that determine turbidity in the DZBC are of great interest in connection with the EU Water Framework Directive (WFD). Up to now, measures, such as reducing nutrient input into the DZBC, have not resulted in the establishment of the “good ecological status”.

## 2 Material and methods

### 2.1 Study area

The DZBC is located at the Baltic coast of Germany. It is a series of four consecutive lagoons between the mouth of the river Recknitz in the West and the connection to the Baltic Sea in the East. There is a strong gradient in salinity, nutrient concentration and turbidity from the westernmost to the easternmost lagoon, the Grabow. The Grabow comprises 41.5 km<sup>2</sup> with an average depth of 2.3 m (SCHLUNGBAUM & VOIGT 2001). The salinity in the Grabow is influenced by occasional seawater influx and averages between 7 and 10 PSU (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2001). In the year 2013 Secchi depth ranged from 30 – 80 cm and mean total phosphorus (TP) concentration was 2.2 µM (measured by the Biological Station Zingst), indicating the eutrophic state of the Grabow.

## 2.2 Biomass

Samples of *Potamogeton (Stuckenia) pectinatus*, *Ruppia* sp. and *Chara baltica* were collected during the vegetation period (May – November) in 2013 from an area north of Dabitz harbor from a water depth of approximately 40 cm. Biomass was measured by collecting all plants on 3-5 randomly chosen areas of defined size and determining fresh mass (FM). FM was converted into dry mass (DM) using a conversion factor determined from independent samples from the respective area: Water content was 70 % for *C. baltica* and 23 % for *P. pectinatus* and *Ruppia* sp. Units of carbon per square meter were attained by multiplying biomass in DM by a carbon content of 0.26 g C\*g DM<sup>-1</sup> in the case of *C. baltica* and 0.4 g C\*g DM<sup>-1</sup> in the case of *P. pectinatus* and *Ruppia* sp. (VOLKMANN, unpublished data).

Biomass of phytoplankton was kindly provided by the Biological Station Zingst in the form of chlorophyll *a* (chl *a*). Samples were taken monthly (except February and March due to ice cover) from the center of the Grabow. Chl *a* was extracted using 96 % Ethanol and concentration was measured photometrically.

## 2.3 Attenuation coefficient ( $k_{par}$ )

Photosynthetic active radiation (PAR in  $\mu\text{mol photons} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) was measured at 0.1 m intervals throughout the water column at each sampling date using a LI-COR data logger (LI-1000) equipped with a spherical quantum sensor (LI-193). The attenuation coefficient ( $k_{par}$ ) was calculated by fitting a linear regression to the logarithmized PAR plotted against water depth.

In addition,  $k_{par}$  was calculated using the formula by LUFT (2012), which includes the parameters colored dissolved organic matter (cDOM), seston concentration, chl *a* concentration, turbidity and secchi depth (parameters measured and provided by the Biological Station Zingst):

$$k_{par} = 0.178 * cDOM + 0.005 * seston + 0.013 * chl\ a - 0.104 * turbidity - 0.324 * secchi\ depth + 0.986$$

**Eq. 1:** Calculation of the attenuation coefficient ( $k_{par}$ ) using colored dissolved organic matter (cDOM), seston concentration, chlorophyll *a* concentration, turbidity and secchi depth (LUFT 2012).

## 2.4 Primary production

Primary production of *C. baltica* was measured using the O<sub>2</sub>-evolution method. Samples were stored in the dark in water from the field and photosynthesis parameters were measured in the laboratory not later than one day after sampling. To measure photosynthesis-irradiance (PI) curves, the photosynthetic light dispensation system (WOLFSTEIN & HARTIG 1998) was used. 3-5 replicates were measured per sampling date using nine light intensities ranging from 14 to 2000  $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . 3 ml of dimethylformamide (DMF) were used to extract chl *a* from each analyzed plant. Chl *a* extraction was done overnight; the samples were stored in the dark at 7°C. Then chl *a* content was measured photometrically (PORRA et al. 1989). PI-curves were used to determine the photosynthetic parameters maximum photosynthesis ( $P_{max}$ ), dark

respiration ( $R_d$ ), slope of the curve where irradiance is limited ( $\alpha$ ) and negative slope in case of photoinhibition ( $\beta$ ), which were based on chl *a* (WALSBY 1997). In addition, further parameters were calculated:  $P_{\max(\text{net})}$  is the net maximum photosynthesis ( $P_{\max} - R_d$ );  $L_{cp}$  the light compensation point, i.e. the light intensity where oxygen production by photosynthesis compensates oxygen consumption by respiration ( $R_d * \alpha^{-1}$ ) and  $I_k$  the light saturation point, i.e. the light intensity where maximum photosynthesis is reached ( $P_{\max(\text{net})} * \alpha^{-1}$ ).

To estimate photosynthetic performance in the field, light intensity at sampling depth (40 cm) was calculated using the Lambert-Beer law:

$$E_d = E_{\text{global}} * e^{-k_{\text{PAR}} * d}$$

**Eq. 2:** Lambert-Beer Law.  $E_d$ : Light intensity in depth  $d$ ;  $E_{\text{global}}$ : global irradiance;  $k_{\text{PAR}}$ : light attenuation coefficient.

Global irradiance was provided by the Biological Station in Zingst. The calculated irradiance at 40 cm depth and the photosynthetic parameters were then used to determine primary production in units of  $O_2 * g \text{ chl } a^{-1}$  using the equation of WALSBY (1997):

$$P = P_{\max} * \left[ 1 - e^{\frac{-\alpha * I}{P_{\max}}} \right] + \beta * I + R_d$$

**Eq. 3:**  $P$ : Photosynthetic performance;  $P_{\max}$ : maximum photosynthesis;  $\alpha$ : slope of the curve where irradiance is limited;  $I$ : light intensity at sampling depth;  $\beta$ : negative slope in case of photoinhibition;  $R_d$ : dark respiration.

To receive primary production in units of carbon per area ( $C * m^{-2}$ ), the biomass in FM per area ( $FM * m^{-2}$ ) and the chl *a* content ( $Chl \text{ } a * FM^{-1}$ ) was used to convert biomass into chl *a* per area ( $chl \text{ } a * m^{-2}$ ). Thus we obtained primary production in units of oxygen production per area ( $O_2 * m^{-2}$ ). Oxygen production was then converted into carbon production using a photosynthetic quotient of 1.2 (WOLFSTEIN & HARTIG 1998).

## 2.5 Statistics

Patchiness at the study site resulted in large data scatter and thus data were not normally distributed. Therefore, differences of photosynthetic parameters and biomass between months were analyzed using Kruskal-Wallis and Dunn's test. Medians, 25<sup>th</sup>- and 75<sup>th</sup> percentiles as well as boxplots were used to describe the data.

For the calculation of primary production, all individual results of photosynthetic parameters for one month were combined with all measured biomasses. For example in September, nine individual plants were measured to determine photosynthetic parameters. In the same month, five areas were analyzed to estimate biomass per square meter. Thus, there are 45 (9\*5) individual results for primary production in September. Medians and 25<sup>th</sup>- and 75<sup>th</sup> percentiles were calculated for each month.

## 2.6 Plant biomass losses

To assess biomass losses of *C. baltica* total biomass production was estimated by accumulating primary production of each month. For example, biomass in June was estimated as primary production in May plus primary production in June. Medians of each month as well as 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentiles were summed. Estimated biomass was then compared with the actual biomass in the field (cf. MADSEN & ADAMS 1988). The difference between the estimated and the actual biomass shows the losses in plant biomass.

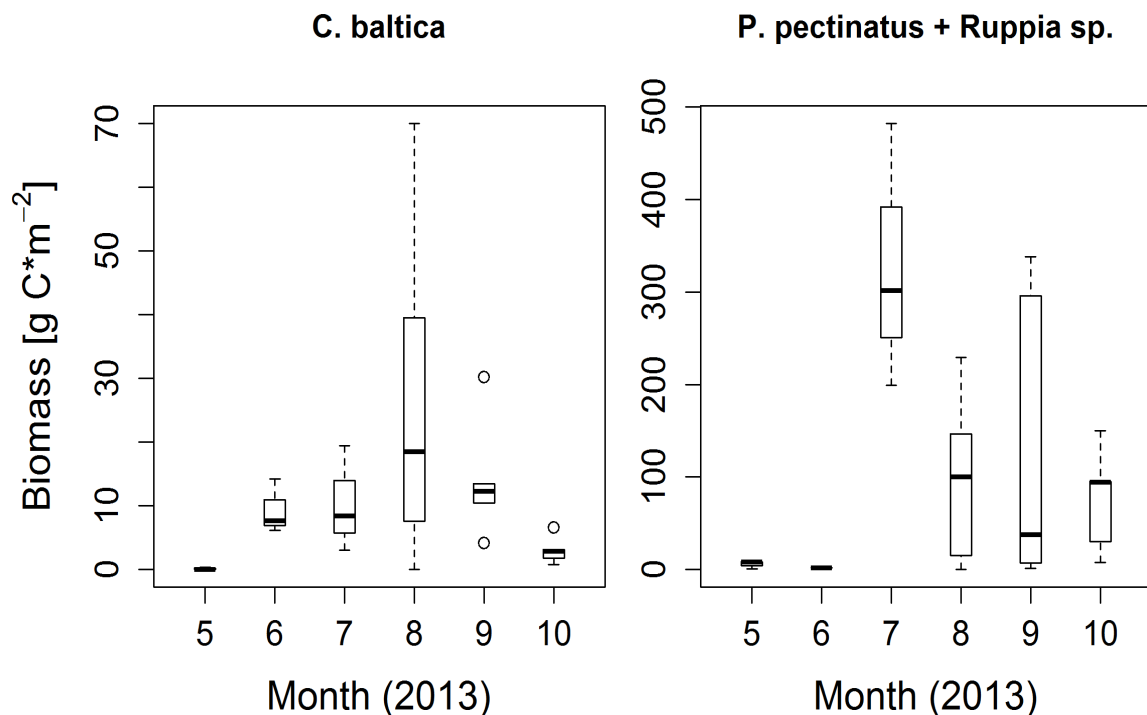


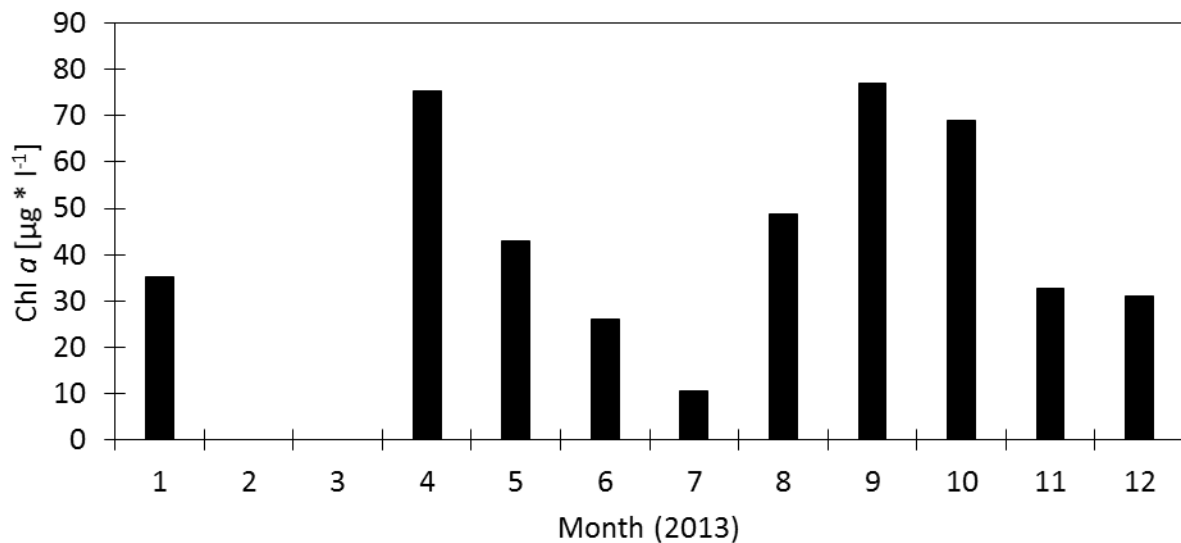
Fig. 1: Boxplots of biomasses of *C. baltica* and *P. pectinatus + Ruppia sp.* in 2013 (n = 3-10).

## 3 Results

Seasonal variation of biomasses of the dominant macrophytes in the Grabow are shown in figure 1. No plants were found before May and after October. Biomass maxima were reached in July and August, though the large scatter of the data did not reveal significant differences between months. However, biomass of *P. pectinatus + Ruppia sp.* was significantly lower in May and June than in July 2013 ( $p < 0.05$ ). The vascular plants *P. pectinatus* and *Ruppia sp.* constituted the most part of the vegetation, reaching a combined maximum biomass of 328 g C\*m<sup>-2</sup> on average. Maximum biomass of *C. baltica* averaged 26 g C\*m<sup>-2</sup>. Patchiness at the study area is responsible for the large scatter of the data.

Chl *a* was used as an indicator of phytoplankton biomass (Fig. 2). In the winter months chl *a* concentrations in the Grabow were very high; in January values exceeded 30 µg\*l<sup>-1</sup>. In February and March no chl *a* data were available due to ice cover.

Phytoplankton biomass development was still ongoing in April and reached values of  $75 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ . The lowest chl a concentration ( $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) was observed in July, co-occurring with the macrophyte biomass maximum. The phytoplankton autumn bloom reached chl a values of  $77 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  in September.



**Fig. 2:** Phytoplankton biomass in  $\mu\text{g Chl a} \cdot \text{l}^{-1}$  ( $n = 1$ ).

The attenuation coefficient ( $k_{\text{par}}$ ) in the Grabow averaged  $1.9 \cdot \text{m}^{-1}$  during the year 2013 when measured with the LI-COR data logger and  $1.4 \cdot \text{m}^{-1}$  when calculated using the formula by LUFT (2012). For the estimation of primary production in the field the measured  $k_{\text{par}}$  of  $1.9 \cdot \text{m}^{-1}$  was used.

There is a pronounced seasonality in the photosynthetic parameters  $P_{\text{max}}$ ,  $R_d$ ,  $I_k$ ,  $L_{\text{cp}}$  and  $P_{\text{max}(\text{net})}$  in *C. baltica* (Table 1). Net maximum photosynthesis was highest in July and August, reaching values of  $90.3$  and  $67.9 \text{ mmol O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \text{ g chl a}^{-1}$ , respectively.  $P_{\text{max}(\text{net})}$  in these two months was significantly higher than in May, June and November ( $p < 0.05$ ), whereas there was no difference in  $P_{\text{max}(\text{net})}$  between spring values ( $19.5$  and  $27.0 \text{ mmol O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \text{ g chl a}^{-1}$  in May and June, respectively) and autumn values ( $27.8 \text{ mmol O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \text{ g chl a}^{-1}$  in November).  $R_d$  was  $21.9 \text{ mmol O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \text{ g chl a}^{-1}$  in July and thus significantly higher than in the other months ( $7.6 - 12.0 \text{ mmol O}_2 \cdot \text{h}^{-1} \text{ g chl a}^{-1}$ ;  $p < 0.05$ ) except September. In May maximum photosynthesis was reached at very low light intensities ( $I_k$ :  $35.4 \mu\text{mol photons} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) compared to  $I_k$  values in July and August ( $178.9 - 323.1 \mu\text{mol photons} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ;  $p < 0.001$ ). The light compensation point was reached at significantly lower light intensities in May and November ( $20.8$  and  $19.5 \mu\text{mol photons} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , respectively) compared to July and August ( $57.1$  and  $56.8 \mu\text{mol photons} \cdot \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , respectively;  $p < 0.05$ ). The initial slope of the PI-curve  $\alpha$  tended to be lower in summer since the August value ( $0.2$ ) was significantly lower than values in May ( $0.5$ ) and September ( $0.6$ ;  $p < 0.05$ ).

Global irradiance,  $k_{\text{par}}$  and the photosynthetic parameters were used to calculate monthly primary production in units of carbon per square meter. The accumulated primary production (i.e. primary production in May plus primary production in June etc.) represents the estimated biomass of *C. baltica* in the Grabow. Differences between the estimated biomass and the actual measured biomass indicate plant biomass losses (Fig. 3). During the first half of the vegetation period, estimated and actual

biomass did not differ significantly. After reaching the highest biomass in August, losses of plant biomass occurred in September and October. Annual maximum biomass production of *C. baltica* approximates 20 g C\*m<sup>-2</sup>. This value is reached in August. In September and October very low production rates and senescence of the plants result in a decline in biomass and total die back of *C. baltica*.

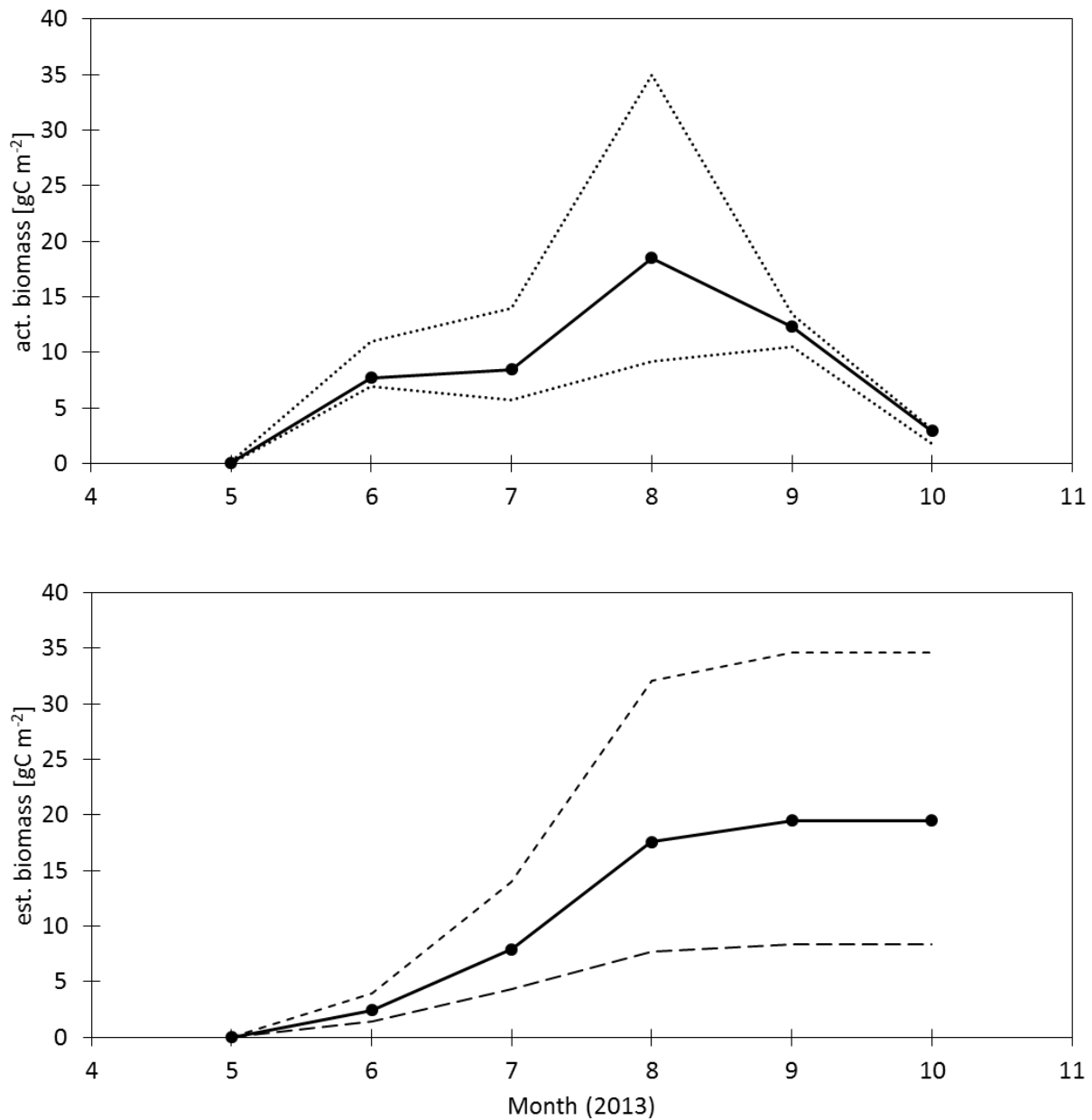
**Table 1:** Medians of photosynthetic parameters of *C. baltica*. 25th- and 75th-percentiles in brackets (n = 4-17). Units: P<sub>max</sub>, R<sub>d</sub>, P<sub>max(net)</sub> [mmol O<sub>2</sub>\*h<sup>-1</sup> g Chl a<sup>-1</sup>]; L<sub>cp</sub>, I<sub>k</sub> [μmol photons \* m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>]. No measurements were performed in October.

	<b>P<sub>max</sub></b>	<b>α</b>	<b>β</b>	<b>R<sub>d</sub></b>	<b>P<sub>max (net)</sub></b>	<b>L<sub>cp</sub></b>	<b>I<sub>k</sub></b>
<b>May</b>	<b>33.5</b> (28.2; 37.2)	<b>0.5</b> (0.4; 0.6)	<b>0.0</b> (0.0; 0.0)	<b>9.9</b> (8.7; 13.0)	<b>19.5</b> (16.3; 24.0)	<b>20.8</b> (15.8; 23.0)	<b>35.4</b> (32.9; 46.6)
<b>June</b>	<b>43.9</b> (33.2; 55.9)	<b>0.5</b> (0.3; 0.6)	<b>0.0</b> (0.0; 0.0)	<b>11.7</b> (11.7; 13.5)	<b>31.3</b> (21.8; 41.1)	<b>29.7</b> (20.4; 34.5)	<b>78.0</b> (73.6; 113.5)
<b>July</b>	<b>109.0</b> (100.9; 117.8)	<b>0.4</b> (0.3; 0.7)	<b>0.0</b> (0.0; 0.0)	<b>21.9</b> (18.2; 23.7)	<b>90.3</b> (78.2; 97.2)	<b>57.1</b> (26.1; 81.4)	<b>178.9</b> (121.3; 362.7)
<b>August</b>	<b>79.1</b> (70.0; 90.6)	<b>0.2</b> (0.1; 0.3)	<b>0.0</b> (0.0; 0.0)	<b>12.0</b> (11.1; 13.1)	<b>67.9</b> (58.4; 77.1)	<b>56.8</b> (43.8; 80.9)	<b>323.1</b> (276.0; 399.2)
<b>September</b>	<b>49.0</b> (41.0; 69.3)	<b>0.6</b> (0.5; 1.0)	<b>0.0</b> (0.0; 0.0)	<b>12.2</b> (9.1; 27.9)	<b>35.7</b> (32.8; 39.5)	<b>23.3</b> (20.2; 27.4)	<b>56.3</b> (52.1; 77.2)
<b>November</b>	<b>35.4</b> (32.2; 39.3)	<b>0.4</b> (0.3; 0.4)	<b>0.0</b> (0.0; 0.0)	<b>7.6</b> (6.0; 8.8)	<b>27.8</b> (26.0; 30.6)	<b>19.5</b> (18.3; 20.3)	<b>74.3</b> (72.0; 84.2)

## 4 Discussion

Seasonal analysis of the macrophytes and phytoplankton in the Grabow in 2013 show that biomass peaks of the two groups of primary producers alternated during the year. Biomass of macrophytes showed a distinct seasonality, increasing from May until August, while phytoplankton biomass reached its minimum in July. Thus, macrophyte production might promote the reduction of phytoplankton abundance during summer, presumably by reducing nutrient availability in the water column or providing refuge for filtering zooplankton. However, the growing season of macrophytes was restricted to four months (May to August) and, in *C. baltica*, large biomass losses were observed as early as September. A decline in primary production rates in *C. baltica* was observed at the same time. Phytoplankton blooms were observed in April before macrophyte appearance, and again during macrophyte senescence in September and October. Growing season of macrophytes thus seems to be too short to establish a permanent macrophyte dominated state in the Grabow. Data of photosynthetic parameters and biomasses of macrophytes were not normally distributed, indicating that the dataset is not sufficient to describe absolute values of photosynthesis and biomass of macrophytes. However, seasonal changes over the year can be described using non-parametric tests. Data presented in this paper are from 2013 only. The long-term dataset of the Biological Station Zingst suggests high interannual variability in the seasonal development of phytoplankton in the Grabow. However, since there are few

data on macrophyte phenology, this is a first attempt to compare and discuss the interactions between both groups of primary producers.



**Fig. 3:** Medians of actual measured biomass from the field (upper panel) and accumulated primary production representing estimated biomass of *C. baltica* (lower panel). Dotted and dashed lines represent 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentiles of measured and estimated biomass, respectively (n = 20-100). Differences between the curves indicate biomass losses.

According to the theory of two alternative stable states (SCHEFFER et al. 2001) a shift from the macrophyte to the phytoplankton-dominated state happens abruptly as soon as a threshold phosphorus concentration is exceeded. The theory states that a return to the macrophyte dominated state, is only possible by reducing nutrient concentration far below the concentration that caused the original shift. In the Grabow, nutrient concentrations and turbidity are still high in spite of a reduction of nutrient input since 1990 (LUNG 2013). However, macrophyte biomass increased in the past years

(YOUSEF & SCHUBERT 2001), indicating that the theory of two alternative stable states does not apply here and that other factors, for example light conditions and herbivory by water birds or fish influence macrophyte abundance. Our findings confirm the concept of SAYER et al. (2010), who stated that plant loss during eutrophication is a gradual process and that the effect of macrophytes on phytoplankton depends on the length of the growing season and diversity of macrophytes. In the Grabow diversity of the macrophyte community is confined to three annual species, which results in a very short growing season.

SAYER et al. (2010) state that evergreen species result in a long seasonal period of macrophyte production and less fluctuation in macrophyte biomass. Under such circumstances, nutrients might be stored in macrophyte biomass over the whole year, thus preventing phytoplankton growth and reducing turbidity (SAYER et al. 2010). *C. baltica* is generally known to occur both as annual and perennial form (BLÜMEL 2003). At the study site in the Grabow no overwintering green plants were detected. This might be due to the cold winter 2012/13. However, biomass loss was observed already in September and thus cannot be attributed to low temperatures or ice cover. Presumably, waterbird and fish herbivory (SCHMIEDER et al. 2006) as well as increased wave action due to storms caused the die off. In addition to biomass, photosynthetic performance per unit chl *a* ( $P_{\max (net)}$ ) of *C. baltica* decreased in September to November compared to summer values. This indicates that production of new biomass is low in autumn and biomass losses cannot be regenerated. In addition to *C. baltica*, *P. pectinatus* and *Ruppia* sp. were dominant species at the study site. All three species showed a similar seasonality in their biomass with a maximum in July or August. Accordingly, growing season of macrophytes is very short in the Grabow; significant production rates are observed only from May to August. Thus, nutrients cannot be stored in macrophyte biomass over the whole year in the Grabow.

A higher species diversity, with species alternating in the timing of their biomass maximum, can lead to a much longer period of vegetation cover (SAYER et al. 2010). In brackish waters, such as the Grabow, species diversity is generally low due to salinity conditions (REMANE 1934). However, herbaria and publications from the 19<sup>th</sup> century prove the historical abundance of several species in the Grabow (SCHUBERT et al. 2003), which strongly decreased in abundance or were lost during eutrophication. According to these findings, without eutrophication, a larger diversity of charophytes, with e.g. *Chara aspera*, *C. canescens*, *C. liljebladii*, as well as vascular plants, such as *Ceratophyllum* and *Myriophyllum*, can be expected in the Grabow (SCHUBERT et al. 2003). Under the present eutrophic conditions *P. pectinatus* might be a better competitor for light than the charophytes (VANDEN BERG et al. 1999) In lakes recovering from eutrophication it was observed that turbidity was high during a time of *P. pectinatus*-dominance but low during dominance of *Chara* (HARGEBY et al. 1994; VANDEN BERG et al. 1999). In Lake Müggelsee *P. pectinatus* was the first species to re-establish during re-oligotrophication (HILT et al. 2013). In this lake, waterfowl and fish herbivory as well as slow vegetative recolonization of deeper plant stands hampered macrophyte re-establishment. 20 years after nutrient load reduction, macrophyte species diversity and maximum colonization depth increase again. In the Grabow, a further reduction of nutrient concentration and turbidity could induce a shift to a *Chara*-dominated vegetation, which then in turn can stabilize the low turbidity state, e.g. via a higher species diversity and a longer period of vegetation cover. As stated by HILT et al. (2013) for Lake Müggelsee, patience rather than biomanipulation or sediment removal might be the best way to allow species re-establishment in the Grabow.

The theories of SCHEFFER et al. (2001) and SAYER et al. (2010) both were established based on freshwater lakes. However, there are also studies that describe effects of macrophytes on the structure and function of shallow coastal bays (e.g. MCGLATHERY et al. 2007), indicating that the theories made for freshwater are applicable also to coastal waters. ROSQVIST et al. (2010) found that the stabilizing effect of macrophytes in Baltic Sea coastal lagoons strongly depends on habitat isolation from the open sea. In their study, vegetation in less isolated lagoons was not able to reduce phytoplankton biomass. For the Grabow, having a rather restricted connection to the open Baltic, one may assume that internal interactions (e.g. between macrophytes and phytoplankton) are more pronounced and therefore comparisons with shallow lakes are justified. On the other hand, brackish waters tend to be more turbid than freshwater systems, even at high macrophyte abundance (JEPPESEN et al. 2007; SCHEFFER 1999). This is due to a salinity-mediated shift in zooplankton community from a high abundance of the effective filter feeder *Daphnia* in freshwater to a dominance of small or selective filter feeders such as rotifers, *Bosmina*, *Eurytemora* and *Acartia* (JEPPESEN et al. 2007). In addition, fish and invertebrate predation pressure on zooplankton can be higher in eutrophic brackish lagoons, resulting in low zooplankton:phytoplankton ratios and thus a low grazing pressure on phytoplankton (JEPPESEN et al. 2007). Consequently, a clear water state comparable to freshwater lakes cannot be expected to occur in the Grabow. However, this study shows that phytoplankton biomass is lowest during summer 2013, when macrophyte production and biomass are highest. A higher diversity and extended macrophyte growing season might therefore have a positive effect on water quality in the shallow coastal bay.

## Zusammenfassung

Die Struktur und Funktion flacher Gewässerökosysteme wird stark durch das Vorhandensein ausgedehnten Makrophytenbewuchses beeinflusst. Makrophyten können Phytoplanktonblüten reduzieren und einen Makrophyten-dominierten Zustand mit klarem Wasser stabilisieren, indem sie z.B. Nährstoffe langfristig speichern und ein Refugium für filtrierendes Zooplankton bieten. Im Grabow, einem flachen Boddengewässer in der südlichen Ostsee, führte Eutrophierung zu einem trüben, Phytoplankton-dominierten Zustand und dem Verlust von Makrophyten. In den letzten Jahren hat die Makrophyten-Biomasse aber wieder zugenommen, während das Wasser weiterhin trübe ist.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der Saisonalität von Makrophyten und Phytoplankton im Grabow im Jahr 2013. Es zeigte sich, dass ausgedehnte Makrophytenrasen und deren Produktion auf die Frühjahrs- und Sommermonate beschränkt sind und es bereits im September zu Biomasseverlusten kommt. Die Makrophyten erscheinen erst nach der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons; eine zweite Phytoplanktonblüte konnte während des Absterbens der Makrophyten im Herbst beobachtet werden. Die geringste Phytoplanktonbiomasse trat gleichzeitig mit der höchsten Makrophytenbiomasse im Juli und August auf. Insgesamt scheint die Makrophytenbiomasse im Grabow nicht ausreichend, um Massenentwicklungen des Phytoplanktons zu verhindern. Im Sommer, während des Maximums der Makrophytenbiomasse, lässt sich aber ein positiver Effekt der Makrophyten auf die Wasserqualität des Boddens vermuten.

## Acknowledgements

This study was supported by the Federal Ministry of Education and Research (BMBF, FKZ 03F0665A). We would like to thank Rhena Schumann from the Biological Station Zingst for providing data on irradiance, chlorophyll *a* and turbidity parameters, Xiaoling Lu, and Julia Kijewski for helping with the fieldwork.

## References

- Behrens, J., 1982. Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddengewässer. Diss. Univ. Rostock.
- Blümel, C., 2003. *Chara baltica* Bruzelius 1824. In: Schubert, H & I. Blindow (eds.), Charophytes of the Baltic Sea: 326 S. Ruggell (Gantner Verlag).
- Dahlgren, S. & L. Kautsky, 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(1-3): 249–258.
- Hargeby, A.; G. Andersson, I. Blindow & S. Johansson, 1994. Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 279/280: 83–90.
- Hilt, S., J. Köhler, R. Adrian, M.T. Monaghan & C.D. Sayer, 2013. Clear, crashing, turbid and back – long-term macrophyte changes in a shallow lake. *Freshwater Biology*, 58: 2027–2036.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, A.R. Pedersen, K. Jürgens, A. Strzelczak, T.L. Lauridsen & L.S. Johansson, 2007. Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems*, 10(1): 48–58.
- Lindner, A., 1972. Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Diss. Univ. Rostock.
- Luft, P., 2012. Attenuation und spektrales Unterwasserlichtklima im Gradienten der Darß-Zingster Boddenkette. Bachelorarbeit Univ. Rostock.
- LUNG, 2013. Zur Entwicklung und zum Stand der Nährstoffbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Berichte zur Gewässergüte, herausgegeben vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG). Güstrow.
- Madsen, J. D. & M.S. Adams, 1988. The seasonal biomass and productivity of the submerged macrophytes in a polluted Wisconsin stream. *Freshwater Biology*, 20: 41–50.
- McGlathery, K., K. Sundbäck & I. Anderson, 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 1–18.
- Porra, R.J., W.A. Thompson & P.E. Kriedemann, 1989. Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls *a* and *b* extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. *Biochimica et Biophysica Acta*, 975: 384–394.
- Remane, A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft*, 36: 34–74.
- Rosqvist, K., J. Mattila, A. Sandström, M. Snickars & M. Westerborn, 2010. Regime shifts in vegetation composition of Baltic Sea coastal lagoons. *Aquatic Botany*, 93(1): 39–46.
- Sayer, C.D., T.A. Davidson & J.I. Jones, 2010. Seasonal dynamics of macrophytes and phytoplankton in shallow lakes: a eutrophication-driven pathway from plants to plankton? *Freshwater Biology*, 55(3): 500–513.
- Scheffer, M., 1999. The effect of aquatic vegetation on turbidity; how important are the filter feeders? *Hydrobiologia*, 408/409: 307–316.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke & B. Walker, 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856): 591–6.
- Schiewer, U., 2008. Ecology of Baltic Coastal Waters. *Ecological Studies* 197: 428 S., Berlin/Heidelberg.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler, 2001. Wasserhaushalt und Salzgehaltsverhältnisse in den Bodden - ein Vergleich mit anderen Küstengewässern. *Meer und Museum*, 16: 17–24.
- Schlunbaum, G. & B. Voigt, 2001. Die Darß-Zingster Bodden - ein junges Gewässersystem in einer noch nicht alten Landschaft. *Meer Und Museum*, 16: 5–16.

- Schmieder, K., S. Werner & H.-G. Bauer, 2006. Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquatic Botany*, 84(3): 245–250.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht.
- Teubner, J., 1989. Quantitative und qualitative Erfassung submerser Makrophyten 1986/87 - Luftbildanalyse. Diplomarbeit Univ. Rostock.
- Van den Berg, M. S., M. Scheffer, E. van Nes & H. Coops, 1999. Dynamics and stability of *Chara* sp . and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia*, 408/109: 335–342.
- Walsby, A. E., 1997. Numerical integration of phytoplankton photosynthesis through time and depth in a water column. *New Phytologist*, 136(2): 189–209.
- Wolfstein, K. & P. Hartig, 1998. The Photosynthetic Light Dispensation System: application to microphytobenthic primary production measurements. *Marine Ecology Progress Series*, 166: 63–71.
- Yousef, M.A.M. & H. Schubert, 2001. Assessment of the occurrence of Charophytes in shallow coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, Germany. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 72: 9–16.

Irmgard BLINDOW\* & Jutta MEYER

\*Biologische Station Hiddensee, Universität Greifswald, Biologenweg 15, 18565 Kloster  
blindi@uni-greifswald.de

## Submerse Makrophyten während Eutrophierung und Re-Mesotrophierung – ein Vergleich von inneren und äußeren Boddengewässern

### Abstract

Coastal lagoons along the southern coast of the Baltic Sea differ in their connectivity to the open sea. The Darss-Zingster bodden chain has only a small opening to the open sea and a relatively high contribution of nutrient-rich freshwater to its total water regime. Here, eutrophication during 1960 to 1990 caused an increase in nutrient and chlorophyll concentrations and a decrease in Secchi depth as well as a severe decline of submerged macrophytes. Today, nutrient concentrations have declined, but the lagoon system is still turbid with high concentrations of chlorophyll and low cover of submerged macrophytes. The same development was observed in the Greifswalder Bodden in spite of the wide connection of this lagoon towards the open sea. Turbid conditions combined with a relatively high mean depth probably prevent a recovery of submerged vegetation after the re-mesotrophication. The Westrügensche Bodden area has only negligible direct freshwater influents and is highly connected towards the open sea. Though nutrient concentrations increased during eutrophication also in this lagoon system, the water remained clear, and densities of submerged vegetation were not affected. A shift in species composition from small, sensitive species such as charophytes to larger and more tolerant species such as *Potamogeton pectinatus* indicates some influence by eutrophication, which has not been reversed during the following period of re-mesotrophication.

**Keywords:** submerged macrophytes, eutrophication, re-mesotrophication, coastal lagoons

### 1 Einleitung

Bei zunehmender Eutrophierung verschiebt sich das Konkurrenzgleichgewicht zwischen aquatischen Primärproduzenten zum Phytoplankton hin auf Kosten der Submersvegetation, die bei einer kritischen Nährstoffbelastung kollabiert und daher ein wichtiger Umweltindikator für gute Gewässerqualität ist. Diese Zusammenhänge sind im Süßwasser schon früh und umfassend untersucht (z. B. PHILLIPS et al. 1978). Insbesondere in flachen Seen kann die Submersvegetation dichte Bestände mit hoher Biomasse ausbilden, die großen Einfluss auf ihre abiotische und biotische Umwelt ausüben. Durch eine Reihe von Rückkopplungsmechanismen verbessert die

Submersvegetation die Lichtverfügbarkeit und schafft so Bedingungen, durch die sie selbst begünstigt wird. Dieser stabilisierende Effekt führt dazu, dass Flachseen in zwei verschiedenen alternativen Gleichgewichtszuständen vorkommen können, einem Klarwasserstadium mit Dominanz von Submersvegetation und einem trüben Stadium mit Phytoplanktondominanz (BLINDOW et al. 1993, SCHEFFER et al. 1993).

Hohe Bestandsdichten erreichen auch Seegrasswiesen im marinen Bereich. Der Einfluss dieser Makrophyten auf ihre Umgebung und ihre Bedeutung für Wasserbewegungen, Stofftransport und Nährstoffdynamik ist ebenfalls eingehend untersucht worden (FONSECA et al. 1982; EVRARD et al. 2005).

Als Brackwasserlebensraum ist die Ostsee im Übergangsbereich zwischen Süßwasser und dem marinen Bereich anzusiedeln. Im Küstenbereich gehen Süßwasserhabitate allmählich in die offene Ostsee über. Im nördlichen Bereich der Ostsee findet dieser Übergang nicht nur räumlich, sondern bedingt durch die Landhebung auch in einer zeitlichen Abfolge statt. Umfassende Untersuchungen aus Finnland und Schweden (MUNSTERHJELM 1997, 2005; ROSQVIST 2010; HANSEN 2010) belegen eine stark wechselnde Zusammensetzung der Submersvegetation in diesem Gradienten ebenso wie einen starken Einfluss dieser Vegetation auf ihre Umgebung. Es wird vermutet, dass Brackwasserlagunen der Ostsee alternative Gleichgewichtszustände ähnlich denen in Flachseen ausbilden können (ROSQVIST et al. 2001; DAHLGREN & KAUTSKY 2004). Im deutschen Küstenbereich ist die Submersvegetation in einzelnen Bereichen zwar gut untersucht worden, vor allem in der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK). Obwohl auch hier ein allmählicher Übergang von inneren zu äußeren Küstengewässern besteht (z. B. SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2001), sind die Zusammensetzung der Submersvegetation und der Einfluss dieser Vegetation auf ihre Umgebung in diesem Gradienten aber bisher nicht zusammenhängend beleuchtet worden.

Ebenso wie in der offenen Ostsee (KAUTSKY et al. 1986) hat zunehmende Eutrophierung im Küstenbereich zu einem starken Rückgang submerser Makrophyten geführt (PANKOW & WASMUND 1994; SCHIEWER 1998; SCHUBERT et al. 2003; MUNKES 2005; SELIG et al. 2007). Untersuchungen zum Stofftransport in den Küstengewässern (z. B. FEUERPFIL et al. 2004) berücksichtigen folglich nicht die Submersvegetation. Mit Rückgang der Nährstoffbelastung im deutschen Küstenbereich nach 1990 (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 2013) ist eine Erholung der Submersvegetation und daher ein quantitativer Einfluss dieser Vegetation auf die Stoffkreisläufe zu erwarten.

Unser Ziel ist es, die Verbreitung und Veränderung der Submersvegetation im Bereich zwischen Festland (Süßwasser) und der offenen Ostsee während der Eutrophierungsphase vor 1990 und nach der darauf folgenden Reduzierung der Nährstoffbelastung („Re-Mesotrophierung“) zu beschreiben, Faktoren aufzuzeigen, die diese Vegetation möglicherweise begrenzen sowie den Einfluss dieser Vegetation auf ihre Umgebung zu diskutieren. Wir vergleichen hier innere Küstengewässer mit mehr bzw. weniger starker Verbindung zur offenen Ostsee. Dabei bezeichnen wir als innere Bodden Gewässer, die durch eine einzige Öffnung mit Schwelle mit der offenen Ostsee verbunden sind und als äußere Bodden Gewässer mit zwei Öffnungen zur offenen Ostsee (Küstengewässer Typ Ib bzw. Typ II nach SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2001).

In erster Linie werden hier die zwei Haupt-Untersuchungsgebiete des BACOSA-Projektes behandelt, nämlich die DZBK als Beispiel für ein inneres Boddengewässer und die Bodden östlich der Insel Hiddensee (Westrügensche Bodden) als Beispiel für

ein äußeres Boddengewässer. Der Greifswalder Bodden, ebenfalls ein äußeres Boddengewässer (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2001), wird zum Vergleich herangezogen (Abb. 1).



**Abb. 1:** Boddengewässer der südlichen Ostsee. Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) mit Saaler Bodden (SB), Bodstedter Bodden (BoB), Barther Bodden (BaB) und Grabow (G); Westrügensch Bodden (WRB) mit Vitter Bodden (Vi) und Schaproder Bodden (Sp) sowie Greifswalder Bodden (GB).

## 2 Entwicklung von Wasserqualität und Submersvegetation in den drei Boddengewässern

### 2.1 Darß-Zingster Boddenkette

Die kaskadenartig aneinandergereihten Bodden der DZBK (Abb. 1) erfahren durch ihre jeweiligen Süßwasserzuflüsse und die abgestuften Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee eine unterschiedlich starke Belastung durch Nährstoffe. Der Anteil des mittleren OstseeEinstroms ( $2,76 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$ ) am gesamten Wasserhaushalt der DZBK ist zwar erheblich größer als die mittlere Flusswasserzufuhr ( $0,29 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$ ), aber relativ gesehen sind die Süßwasserzuflüsse in der DZBK erheblich höher als im Greifswalder Bodden und den Westrügensch Bodden (Tab. 1).

Nährstoff- und Chlorophyllkonzentrationen sind seit der Eutrophierungsphase erheblich höher als in den beiden anderen Gebieten, die Sichttiefe ist deutlich geringer (Tab. 2). Im Barther Bodden hat eine signifikante Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen nach 1990 nicht zu einer Reduzierung der Chlorophyllkonzentrationen geführt, die Sichttiefe hat sich signifikant sogar weiter verringert (Tab. 2).

Ein massiver Rückgang der submersen Makrophyten trat in den westlichen Bodden in den 1970ern ein und erfolgte 1981 auch in den östlichen Bodden (SCHIEWER 1998). Zudem wurde eine allgemeine Dominanzablösung der Characeen (LINDNER 1975) vor allem durch *Potamogeton pectinatus* beobachtet (SCHIEWER et al. 1994).

**Tab. 1:** Hydrologische Charakterisierung der drei Boddengebiete. DZBK = Darß-Zingster Boddenkette. WRB = Westrügische Bodden mit Libben, Vitter Bodden, Schaproder Bodden, Kubitzer Bodden. GB = Greifswalder Bodden. Quellen: SCHUBERT et al. (2003), SCHLUNGBAUM & BAUDLER (2001).

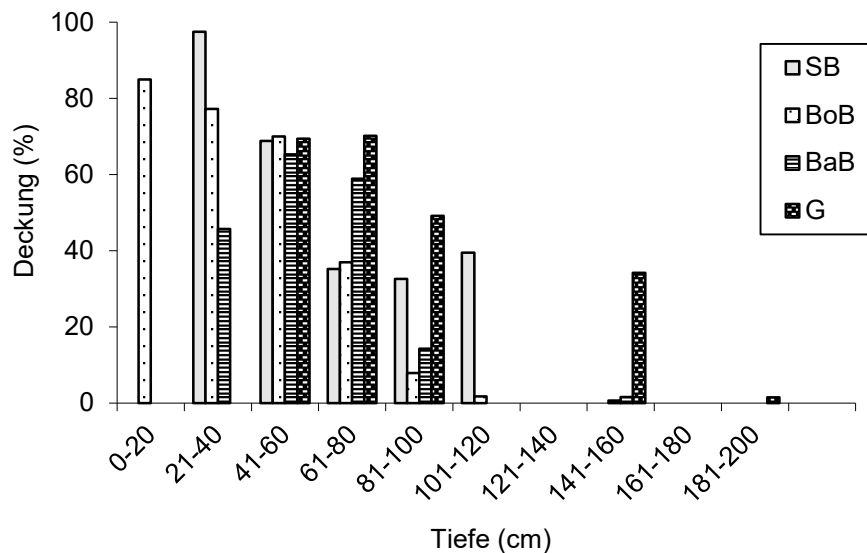
	DZBK	WRB	GB
Fläche [km <sup>2</sup> ]	197	171	510
Volumen [10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> ]	397	300	2960
Mittlere Tiefe [m]	2,0	1,8	5,8
Einzugsgebiet [km <sup>2</sup> ]	1594	238	665
Wasserfläche : Einzugsgebiet	1:8	1:1	1:1,3
Süßwasserzufluss [10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> a <sup>-1</sup> ]	290	-	106
Ostseeestrom [10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> a <sup>-1</sup> ]	2750	-	34419
Ausstrom [10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> a <sup>-1</sup> ]	3020	-	34525
Wasseraustauschrate [x mal a <sup>-1</sup> ]	0,13	-	0,08

**Tab. 2:** Mittelwerte für Sichttiefen und Konzentrationen von Chlorophyll a (Chl a) während der Sommermonate (Mai-September) sowie Jahresdurchschnittswerte für Gesamt-N (TN) und Gesamt-P (TP) für die verschiedenen Boddengewässer während und nach der starken Eutrophierung. BaB = Barther Bodden (DZBK); GB = Greifswalder Bodden. Vi = Vitter Bodden (Westrügische Bodden). Quellen: LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2013) für die Stationen DB6 (BaB) und GB19 (GB) bzw. Daten des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern für die Station RB2 (Vi). Statistischer Vergleich zwischen den beiden Perioden mit Mann-Kendall (BaB und GB) bzw. zweiseitigem t-Test (Vi). \* = p < 0,05; \*\* = p < 0,01; \*\*\* = p < 0,001; n.s. = nicht signifikant. Daten für Vi existieren erst ab 1990; für Sommerwerte des Chlorophylls stehen für 1990 nur 3 Messwerte zur Verfügung (Mittelwert in Klammern).

	Sichttiefe [m]		Chl a [µg L <sup>-1</sup> ]		TP [µMol L <sup>-1</sup> ]		TN [µMol L <sup>-1</sup> ]	
	1980-1990	2000-2010	1980 - 1990	2000-2010	1980 - 1990	2000-2010	1980 - 1990	2000-2010
BaB	0,5	0,4**	62	53 n.s.	4,4	3,0*	159	116*
GB	1,7	1,5**	13	13 n.s.	2,9	1,6***	68	37**
Vi	1,8	1,6 n.s.	(3,1)	8,2	2,0	1,2**	62	34***

Die Gesamtdeckung der Vegetation nimmt heute in den inneren beiden Bodden der DZBK (Saaler Bodden und Bodstedter Bodden) mit zunehmender Tiefe kontinuierlich ab. Während im Flachwasser bis etwa 50 cm Tiefe Deckungswerte bis etwa 70 % erreicht werden, kommen unterhalb von 1 m Wassertiefe nur noch sehr vereinzelt Submerspflanzen vor. Im Barther Bodden ist die Gesamtdeckung zwischen 20 und 40 cm etwas geringer als zwischen 50 und 80 cm, nimmt aber auch dort mit zunehmender Tiefe schnell ab. Lediglich im Grabow kommt bei 1,5 m Wassertiefe noch eine höhere Gesamtdeckung vor. Bei 2 m Wassertiefe sind jedoch auch hier nur noch vereinzelt Submerspflanzen anzutreffen (Abb. 2). Eine Auswertung von Herbarfunden belegt, dass vor 1900 hier der Bereich zwischen 2,3 und 2,9 m mit *Zostera marina* und *Tolypella nidifica* besiedelt war (BLÜMEL et al. 2002).

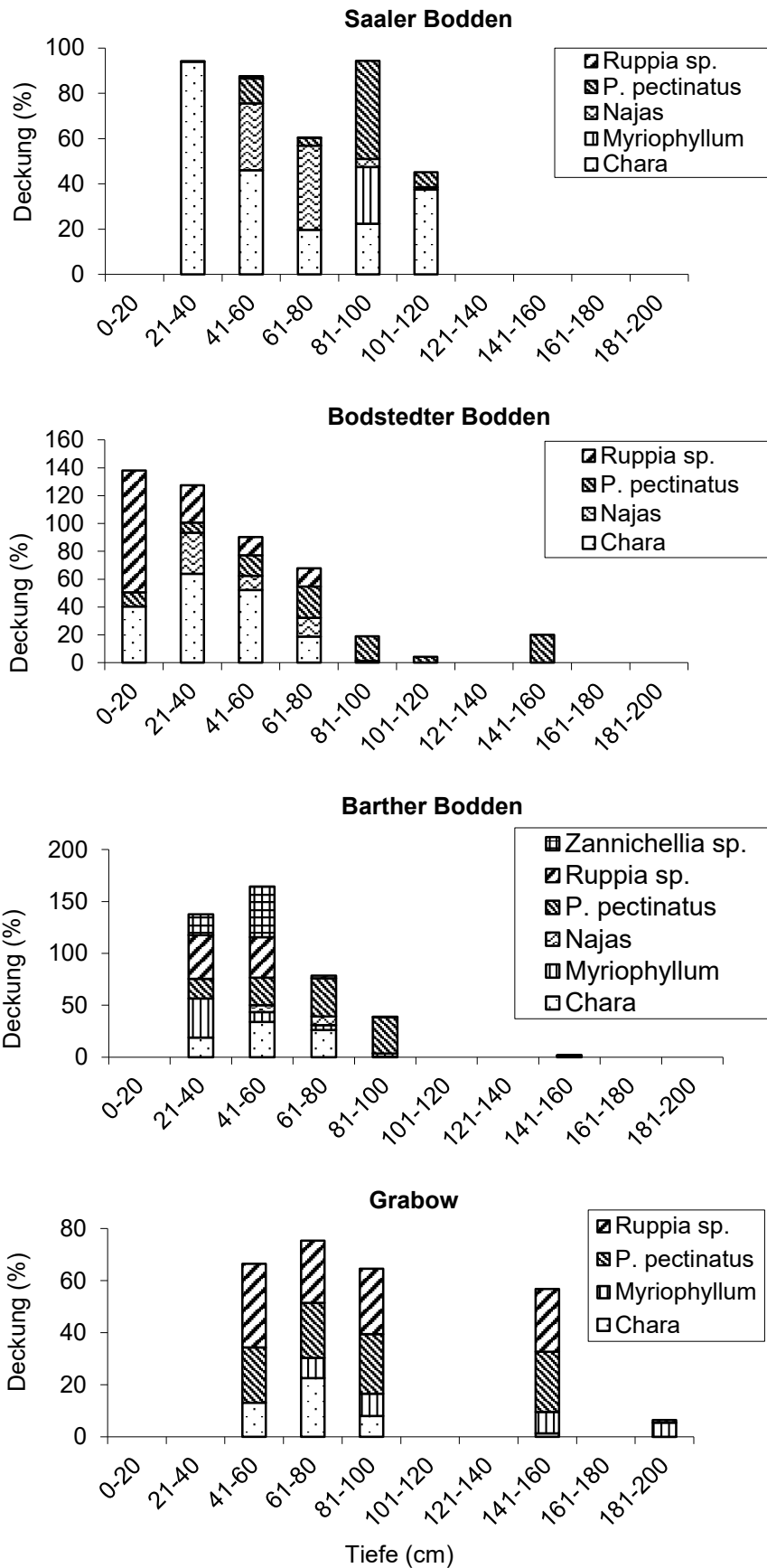
*Chara* spp. haben in allen vier Bodden ihre höchste Deckung im Flachwasser bis etwa 60 cm, wo sie in den inneren Bodden auch dominieren. Auch *Ruppia* sp. ist eher im Flachwasser anzutreffen, kommt im Saaler Bodden allerdings nur selten vor. *Potamogeton pectinatus* ist in allen vier Bodden häufig mit einem Schwerpunkt bei etwa 80-100 cm Wassertiefe. Nur in den inneren Bodden erreicht *Najas marina* größere Deckungen (Abb. 3).



**Abb. 2:** Gesamtdeckung der submersen Vegetation in der DZBK 2001-2007. SB: Saaler Bodden, BoB: Bodstedter Bodden, BaB: Barther Bodden, G: Grabow. Quellen: Rohdaten aus SCHUBERT et al. (2003), RIELING et al. (2004).

## 2.2 Greifswalder Bodden

Nach der Eutrophierungsphase zwischen den 1950er und 1980er Jahren nahm die Sichttiefe im Greifswalder Bodden von vorher etwa 2 m (MUNKES 2005) stark ab. Die Nährstoffkonzentrationen (P und N) sanken zwar (TP von etwa  $5 \mu\text{mol L}^{-1}$  1985 auf etwa  $3 \mu\text{mol L}^{-1}$  1985 und danach weiter auf etwa  $1,5 \mu\text{mol L}^{-1}$ ), nicht aber die starke Trübung (MUNKES 2005). Im Vergleich zu 1980-1990 wurde 2000-2010 sogar ein weiterer Rückgang der Sichttiefe verzeichnet (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 2013, Tab. 2). Das Phytoplankton ist im Sommer durch Cyanobakterien dominiert (MUNKES 2005).



**Abb.3:** Artenverteilung der submersen Makrophyten in Abhängigkeit von der Wassertiefe in den einzelnen Bodden der DZBK 2001-2007. Quellen: Rohdaten aus SCHUBERT et al. (2003), RIELING et al. (2004).

1938 waren etwa 90 % der Bodenfläche des relativ tiefen (Tab. 1) Boddens mit Submersvegetation besiedelt, die eine UMG (Untere Makrophytengrenze) von 13 m erreichte. Eine Auswertung von Literatur und Herbarfunden belegt, dass *Zostera marina*, *Zannichellia* sp. sowie *Tolypella nidifica* und andere Characeen bis mindestens 5,4 m Tiefe dichte Bestände bildeten und nach unten von Rotalgen abgelöst wurden (BLÜMEL et al. 2002). Der Anstieg der Nährstoffkonzentrationen wurde von einem starken Rückgang der Submersvegetation vor allem aus den tieferen Bereichen des Boddens begleitet, 1988 waren noch etwa 10-23 % des Areals mit diesen Pflanzen besiedelt. Die Submersvegetation hatte sich bis 1998 nicht erholt und ist heute auf die Randzonen beschränkt (MUNKES 2005). Sie kann bis etwa 2 m Tiefe allerdings hohe Deckungswerte erreichen (SCHUBERT et al. 2003, RIELING et al. 2004, KERKOW 2014).

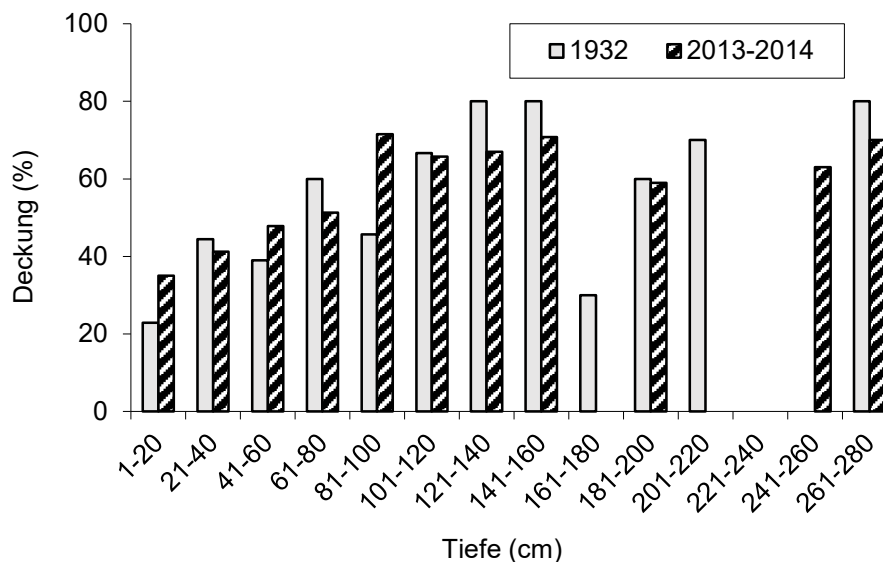
### 2.3 Westrügische Bodden

Verglichen mit der DZBK und vor allem mit dem Greifswalder Bodden sind die Westrügischen Bodden relativ flach (Tab. 1). Daten zur Wasserqualität aus dem Schaproder oder Vitter Bodden liegen uns für den Zeitraum vor 1990 nicht vor. Langzeitmessungen aus dem angrenzenden Libben, der Verbindung zwischen den Westrügischen Bodden und der offenen Ostsee, zeigen eine stetige Zunahme der DIN und SRP-Konzentrationen zwischen 1960 und 1989. Abgesehen von etwas geringeren Werten zwischen 1970 und 1980 war die Sichttiefe hier in diesem Zeitraum allerdings gleichbleibend hoch mit durchschnittlich etwa 6 m (HÜBEL et al. 1998). Im Vitter Bodden waren die Jahresdurchschnittswerte von TP und TN 1990 höher als 2000-2010. Keine Änderung erfolgte dagegen in den Sichttiefen (Tab. 2).

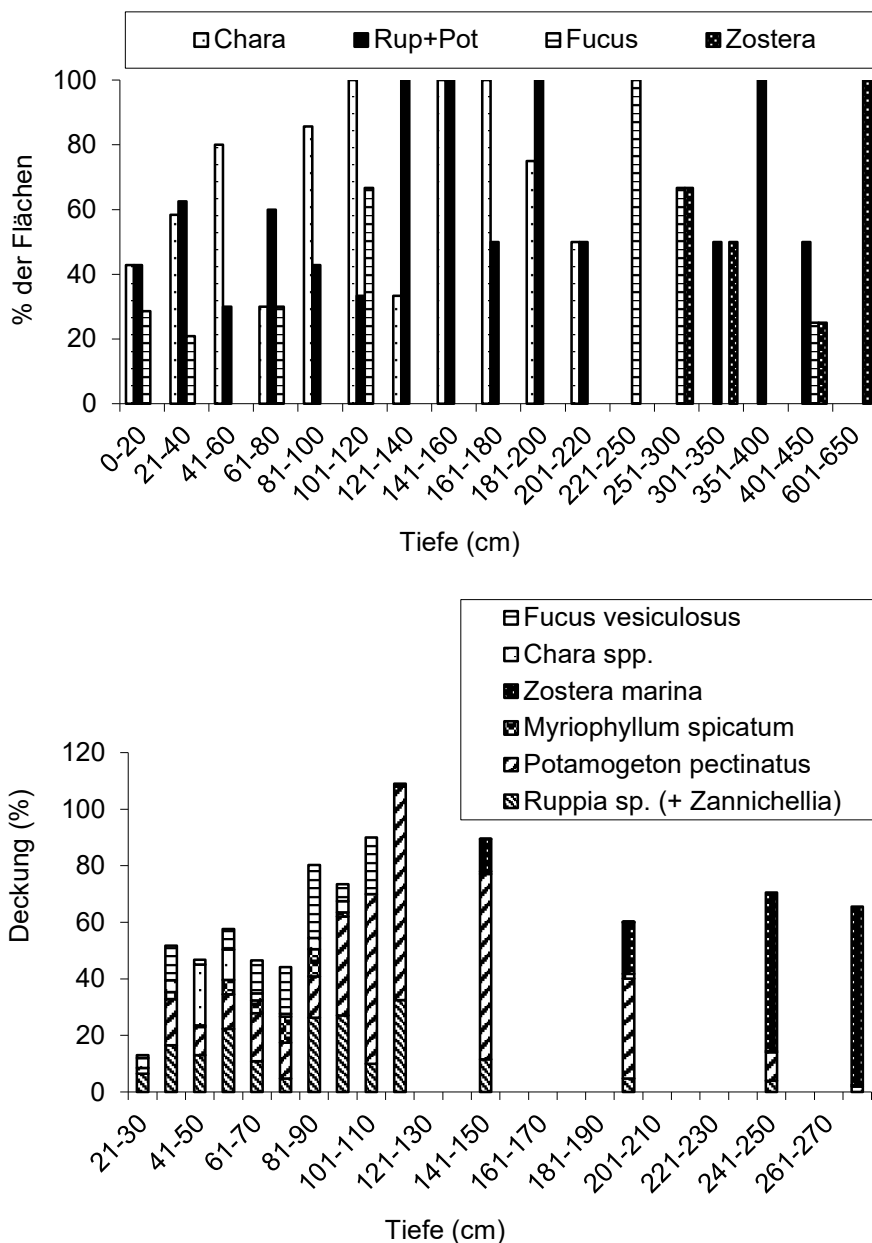
MÜLLER (1932) kartierte 1932 die Boddengewässer vor Hiddensee und beschrieb dabei die Submersvegetation semiquantitativ auf mehreren hundert Aufnahmeflächen. Ein Vergleich mit Vegetationsaufnahmen aus neuerer Zeit (FLÜGGE 2004; HENDRESCHKE 2009; DEWART 2010; KERKOW 2014, unveröffentlichte Daten) zeigt, dass sich die Gesamtdeckung der Vegetation in den letzten 80 Jahren kaum verändert hat. Im sehr flachen Wasser ist die Submersvegetation spärlich ausgebildet mit durchschnittlich etwa 30 % Gesamtdeckung und nimmt bis zu einer Tiefe von ca. 80-120 cm allmählich zu, hier erreicht sie durchschnittlich etwa 70 % Deckung. Diese hohe Gesamtdeckung wird mindestens bis zu einer Tiefe von 2,8 m (Maximaltiefe des Vitter Boddens) beibehalten (Abb. 4).

Im Gegensatz zur Gesamtdeckung änderte sich die Artzusammensetzung der Submersvegetation im Vitter und Schaproder Bodden seit den 1930er Jahren. *Chara* spp. kamen 1932 häufig vom sehr flachen Wasser bis etwa 2,2 m vor und dominierten zwischen etwa 80 und 160 cm Wassertiefe (MÜLLER 1932). Heute ist diese Gattung vor allem im Flachwasser anzutreffen mit Schwerpunkt um 50 cm Wassertiefe (Abb. 5). Sie ist zwar noch bis etwa 2 m Wassertiefe zu finden (DEWART 2010; S. DAHLKE pers. Mitt.), aber nur sehr vereinzelt. *Zostera marina* kam in größeren Mengen 1932 erst ab ca. 2,5 m Wassertiefe vor und reichte bis mindestens 6 m (MÜLLER 1932). Heute ist diese Art ab etwa 1,5 m Wassertiefe häufig und unterhalb von 2 m bis mindestens 3 m die dominierende Art (Abb. 5). MÜLLER (1932) hatte anscheinend schmalblättrige Phanerogamen wie *Ruppia* spp., *Potamogeton pectinatus* sowie *Zannichellia* spp. pauschal als „*Potamogeton filiformis*“ bestimmt. KÜNZENBACH (1955/56) und OVERBECK (1965) geben aber an, dass *Ruppia* spp. vor allem im Flachwasser vorkamen und dass *Potamogeton pectinatus* zwischen etwa 1,5 und 4 m die dominierende Art war. Auch

heute gehören *Ruppia* spp. im Flachwasser bis etwa 1 m Wassertiefe zu den dominierenden Arten. *Potamogeton pectinatus* ist allerdings heute mit einem Verbreitungsschwerpunkt zwischen etwa 100 und 150 cm Tiefe deutlich flacher anzutreffen. *Fucus vesiculosus* bildet in den Boddengewässern stellenweise dichte, niedrige Matten aus, die dem Sediment aufliegen (MÜLLER 1932; KERKOW 2014). Während solche Matten früher anscheinend häufig bis über 2 m Wassertiefe vorkamen (MÜLLER 1932; OVERBECK 1965), sind sie heute vor allem auf den Bereich bis etwa 1 m Wassertiefe begrenzt. 1932 kam auch *Fucus serratus* häufig vor (MÜLLER 1932), diese Art ist heute nur an der Außenküste Hiddensees anzutreffen (S. DAHLKE pers. Mitt.). Starke Bestandsschwankungen wies *Tolypella nidifica* in den Bodden vor Hiddensee auf. MÜLLER (1932) konnte sie auf seinen etwa 90 Aufnahmeflächen nicht nachweisen, sondern nur an drei Stellen im Rassower Strom und Breetzer Bodden (Nordrügensche Bodden) zwischen 3,8 und 4,6 m Tiefe. Laut KÜNZENBACH (1955/56) war sie in den Hiddenseer Bodden häufig und bildete stellenweise dichte Bestände, allerdings begrenzt auf Wassertiefen über 1,5 m. Nach OVERBECK (1965) kam sie nur vereinzelt vor zwischen 1,5 und 4 m Tiefe vor, bildete aber an diesen Stellen dichte Bestände. Heute werden nur einzelne Pflanzen in den Hiddenseer Bodden gefunden, meist im Flachwasser. Oosporen dieser Art sind heute im Diasporenreservoir der Bodden ausgesprochen häufig in tieferen Bereichen (FLÜGGE 2004; HENDRESCHKE 2009).



**Abb. 4.** Gesamtdeckung der submersen Vegetation in den Boddengewässern vor Hiddensee (Vitter und Schaproder Bodden). Die semiquantitativen Angaben von Müller (1932) wurden dabei in geschätzte quantitative Deckungsgrade umgewandelt. Dies erlaubt einen direkten Vergleich zwischen den Tiefenzonen, Abweichungen zur Einteilung von 2013-2014 sind denkbar. 2013-2014: Kombination aus quantitativen und semiquantitativen Daten zur Gesamtdeckung aus FLÜGGE (2004), HENDRESCHKE (2009), DEWART (2010), KERKOW (2014) und BLINDOW et al. (in prep.).



**Abb. 5.** Artenverteilung der Submersvegetation in Abhängigkeit von der Wassertiefe in den Westrügenschens Boddengewässern. Oben: Prozentzahl der Flächen mit Dominanz der betreffenden Art 1932. „Rup+Pot“: *Potamogeton pectinatus* und *Ruppia* spp. kombiniert. Daten aus MÜLLER (1932). Unten: Durchschnittliche Deckungsgrade der häufigsten submersen Makrophyten in der Griebener Bucht und angrenzendem Vitter Bodden, 2003-2013. Daten aus FLÜGGE (2004), HENDRESCHKE (2009), DEWART (2010), KERKOW (2014).

### 3 Diskussion

#### 3.1 Darß-Zingster Boddenkette

Seit den 1990ern ist der P-Eintrag durch Zuflüsse gleichbleibend niedrig (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 1990-2006) und variiert nur durch Niederschläge. In der Wassersäule der Boddenkette ist heute die Konzentrationen von TP unterdurchschnittlich und von Phosphat sehr

gering und oft sogar an der Nachweisgrenze (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 2013). Trotz dieser Reduzierung der Nährstoffbelastung hat sich die Trübung in der DZBK allerdings kaum verringert (SCHUMANN & KARSTEN 2006). Dafür sind vermutlich mehrere Faktoren verantwortlich. Nur etwa 7-70 % der Trübung wird durch Phytoplankton bzw. Chlorophyll verursacht (LUFT 2012, unveröffentlichte Daten), was auf einen starken Einfluss windinduzierter Resuspension für die Lichtverfügbarkeit in diesen flachen, windexponierten Boddengewässern schließen lässt. Darüber hinaus sind die Chlorophyllkonzentrationen im Verhältnis zum in der Wassersäule verfügbaren Phosphor ungewöhnlich hoch (BERTHOLD 2013) ebenso wie das C:P-Verhältnis des Sestons (SCHUMANN pers. Mitt.). Dies lässt auf eine starke Phosphorlimitierung des Phytoplanktons schließen (SCHUMANN & SCHIEWER 2008; SCHUMANN et al. 2009) und vermuten, dass Wachstumsraten und Mortalität (in erster Linie durch Beweidung) des Phytoplanktons gering sind. Seit Beginn der 1990er Jahre wird das Phytoplankton, was vorher zumindest im Frühjahr einen hohen Diatomeenanteil aufwies (WASMUND & BÖRNER 1992), immer stärker durch Cyanobakterien dominiert (SCHIEWER et al. 1994; SCHUMANN & KARSTEN 2006; SCHUMANN & SCHIEWER 2008), welche ein verhältnismäßig geringes N:P-Verhältnis haben (HILLEBRAND et al. 2013) und aufgrund ihrer stark ausgebildeten Schleimhüllen möglicherweise kaum von Flagellaten, Ciliaten und Makrozooplankton gefressen werden (SCHUMANN pers. Mitt.).

Starke Trübung in Kombination mit im Tiefengradienten schnell abnehmenden Biomassen und Deckungswerten der submersen Makrophyten deuten darauf hin, dass diese Vegetation in erster Linie durch Licht begrenzt wird (PORSCHKE et al. 2008). Umgekehrt ist die Vegetation aufgrund ihrer geringen Biomasse und Ausdehnung nicht in der Lage, die Wasserbewegungen zu reduzieren oder dem Zooplankton ein wirksames Refugium vor Prädation durch Fische zu bieten. Eine positive Rückkopplung zwischen submersen Makrophyten und Lichtverfügbarkeit kommt daher nicht zustande.

### **3.2 Greifswalder Bodden**

Der Greifswalder Bodden hat ebenso wie die Westrügensch Boddengewässer einen hohen Wasseraustausch mit der offenen Ostsee, aber auch reichlich Zuflüsse vom Festland her. Die Entwicklung und die heutigen Zustände in diesem Gewässer gleichen stark denen in der DZBK. Auch hier hat nach Reduzierung der Nährstoffbelastung bisher keine Verbesserung der Sichttiefe stattgefunden. Dies in Kombination mit der relativ großen Tiefe des Gewässers erklärt, warum die Submersvegetation auch heute noch auf die Randzonen begrenzt ist. Ein hoher Cyanobakterienanteil im Phytoplankton deutet darauf hin, dass auch hier beweidungsresistente Formen dominieren und dass eine wirksame top-down-Kontrolle des Phytoplanktons nicht gegeben ist.

### **3.3 Westrügensch Bodd**

Während der starken Eutrophierung stiegen auch in den Westrügensch Bodd die Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule an (HÜBEL et al. 1998). Die absoluten Konzentrationen an Stickstoff und Phosphor waren und sind in diesem Küstengewässer, was nur geringe Wasserzufuhr von der Küste her hat (SCHLUNGBAUM

& BAUDLER 2001), aber weit geringer als in der DZBK und die Sichttiefen sind verhältnismäßig hoch. Da dieser Boddenbereich zudem relativ flach ist, ist hier während der Eutrophierungsphase vermutlich kein Rückgang der Submersvegetation erfolgt. Die Gesamtdeckung dieser Vegetation im Tiefengradienten ist heute erstaunlich ähnlich der in den 1930er Jahren (MÜLLER 1932). In beiden Zeiträumen erreicht die Submersvegetation ihre maximale Deckung erst bei etwa 1 m Wassertiefe und behält diese bis mindestens 3 m. Allerdings hat eine Veränderung in der Artenzusammensetzung zugunsten großer und auf Kosten kleinerer Arten stattgefunden. So verdrängte *Zostera marina* in den tieferen Bereichen vermutlich *Tolypella nidifica*, die dort zeitweise häufig war und breitete sich zudem in flachere Bereiche hin aus, wo sie *Potamogeton pectinatus* verdrängte. Im Tiefenbereich zwischen 1 und 1,5 m Tiefe wurden *Chara* spp. sowohl durch *Potamogeton pectinatus* als auch *Ruppia* spp. verdrängt. Dieser Rückgang der Characeen kann auf Eutrophierung zurückgeführt werden. Sowohl in Flachseen (BLINDOW 1992; SAND-JENSEN et al. 2008) als auch in Flachwasserbereichen der Ostsee (BLINDOW 2000; HANSEN & SNICKARS 2014) werden diese Pflanzen schon bei mäßiger Eutrophierung durch Phanerogamen wie z.B. *Potamogeton pectinatus* verdrängt.

Die geringere Gesamtdeckung und starke Schwankungen in der Artenzusammensetzung zwischen einzelnen Jahren (DEWART 2010) lassen vermuten, dass die Vegetation im Flachwasserbereich durch Störungen wie mechanische Belastung durch Wellen, Eis sowie die gelegentlich auftretenden starken Wasserstandsschwankungen bei Ein- und Ausstromsituationen begrenzt ist. Die Zunahme der Submersvegetation mit zunehmender Tiefe deutet in Kombination mit der geringen Trübung darauf hin, dass Licht auch in den tieferen Bereichen der relativ flachen Westrügenschens Bodden kein begrenzender Faktor für die Submersvegetation ist. Auch wenn es auf den ersten Blick so erscheinen mag, dass hier „die Welt in Ordnung“ ist, hat die Eutrophierung im Küstenbereich ihre Spuren hinterlassen. Die Verschiebung in der Artenzusammensetzung von eutrophierungssensiblen zu eutrophierungstoleranten Arten ist ein Frühwarnsignal und deutet darauf hin, dass eine weitere Belastung auch hier zu einem Rückgang der Submersvegetation führen kann.

## 4 Schlussfolgerungen

Bedingt durch starke Rückkopplungsmechanismen ist der Zusammenhang zwischen Submersvegetation und Nährstoffen bzw. Licht nicht linear. Daher ist es schwierig, den Effekt von Umweltveränderungen wie Eutrophierung und Re-Mesotrophierung auf diese Vegetation vorauszusagen. Bei Erreichen einer kritischen Trübung verschwindet die submerse Vegetation oft vollständig in sehr kurzem Zeitraum, wie es auch für die DZBK beobachtet wurde (SCHIEWER 1998). In der Nähe dieses „tipping points“ (SCHEFFER et al. 1993) können also bereits kleine Umweltveränderungen einen großen Effekt auf die Submersvegetation ausüben. Umgekehrt kann Submersvegetation bei ausreichend hoher Biomasse negative externe Einflüsse lange „abpuffern“ und einen hohen Einfluss auf ihre Umgebung nehmen. In keinem der untersuchten Boddengewässer ist allerdings die Voraussetzung für eine solche „Schlüsselrolle“ der Submersvegetation heute gegeben. In der DZBK und im Greifswalder Bodden besiedelt die Submersvegetation einen viel zu geringen Anteil der Gewässerfläche. In den Boddengewässern vor Hiddensee erreicht die Submersvegetation zwar eine hohe flächige Ausbreitung, ihre

Biomasse ist aber nahe der Sedimentoberfläche konzentriert. Die PVI-Werte, also der Volumenanteil der Wassersäule, der durch die Vegetation besiedelt wird, sind daher durchschnittlich weit geringer als 15-20 % (KERKOW 2014), was für Flachseen als Schwellenwert für starke Rückkopplungen durch Submersvegetation angesehen wird (SCHRIVER et al. 1995). Ein signifikanter Zusammenhang zwischen Dichte der Submersvegetation auf der einen und Lichtattenuation bzw. Konzentrationen von suspendiertem Material, Chlorophyll und Nährstoffen auf der anderen Seite konnte daher nicht nachgewiesen werden (KAFKA 2014; LINDNER 2014). Zeitweise sind aber die Biomasse des Zooplanktons und damit der Beweidungsdruck auf das Phytoplankton auf Flächen mit dichter Vegetation größer als auf Flächen mit spärlicher Vegetation (NAWKA 2014), was potentiell zu einer Stabilisierung der Klarwasserbedingungen dieser Boddenregion führen kann.

Die DZBK und der Greifswalder Bodden hatten früher eine gut entwickelte Submersvegetation, die allerdings während der Eutrophierungsphase stark zurückgegangen ist und sich bis heute trotz Reduzierung der Nährstoffbelastung nicht erholt hat. MUNKE (2005) nimmt an, dass im Greifswalder Bodden ein Rückgang zum Klarwasserstadium nicht erfolgt, weil die Trübung noch weit über dem kritischen Wert liegt, der eine erneute Ausbreitung von Submersvegetation zulässt (vgl. Hysteresis-Diagramm, SCHEFFER et al. 1993, Fig. 4). Dies kann auch auf die DZBK zutreffen. Hier ist entweder eine weitere starke Reduzierung der Nährstoffbelastung oder aber die Einwirkung eines ausreichend starken „triggering factors“ nötig, um das Ökosystem wieder in Bedingungen mit klarem Wasser und reichlicher Submersvegetation zurückzuführen. Ein solches Klarwasserstadium in den Flachgewässern entlang der deutschen Ostseeküste könnte durch effiziente Rückkopplungsmechanismen für die Wasserqualität negative Einflüsse wie vorübergehende Nährstoffbelastungen oder Sedimentfrachten abpuffern und so zu einer Verbesserung der Umweltbedingungen in der offenen Ostsee beitragen.

## Danksagung

Wir danken Rhena Schumann für gute Kommentare zum Manuskript.

## Literatur

- Berthold, M., 2013. Phosphorverfügbarkeit für Phytoplankton in der Darß-Zingster Boddenkette. Masterarbeit. Universität Rostock
- Blindow, I., 1992. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology*, 28: 9-14.
- Blindow, I., 2000. Distribution of charophytes along the Swedish coast in relation to salinity and eutrophication. *International Review of Hydrobiology*, 85: 707-717.
- Blindow, I., G. Andersson, A. Hargeby & S. Johansson, 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 30, 159–167.
- Blümel, C. A. Domin, J.C. Krause, M. Schubert, U. Schiewer & H. Schubert, 2002. Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 10: 5-111.
- Dahlgren, S. & L. Kautsky, 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.
- Dewart, A., 2010. Interannuelle Variation des Diasporenreservoirs und der submersen Makrophyten in den Boddengewässern Hiddensees. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.

- Evrard, V., W. Kiswara, T.J. Bouma & J.J. Middelburg, 2005. Nutrient dynamics of seagrass ecosystems: N-15 evidence for the importance of particulate organic matter and root systems. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 49-55.
- Feuerpfeil, P. T. Rieling, S. Estrum-Yousef, J. Dehmlow, T. Papenfuß, A. Schoor, U. Schiewer & H. Schubert, 2004. Carbon budget and pelagic community composition at two coastal areas different in their degree of eutrophication in the southern Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences*, 61:89-100
- Fonseca, M.S., J.S. Fisher, J.C. Zieman & G.W. Thayer, 1982. Influence of the seagrass, *Zostera marina* (L.), on current flow. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences*, 15: 351-358.
- Flügge, S., 2004. Aktuelle Situation und Besiedlungspotential der submersen Vegetation in den Boddengewässern bei Hiddensee. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Hansen, J. P., 2010. Effects of morphometric isolation and vegetation on the macroinvertebrate community in shallow Baltic Sea land-uplift bays. Doctoral thesis. Department of Botany, Stockholm University.
- Hansen, J.P. & M. Snickars, 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia*, 738: 171-189.
- Hendreschke, M., 2009. Aktuelle Situation und Diasporenreservoir submerser Makrophyten in der Griebener Bucht bei Hiddensee. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Hillebrand, H., G. Steinert, M. Moersma, A. Malzahn, C.L. Meunier, C. Plum & R. Ptacnik, 2013. Goldman revisited: Faster-growing phytoplankton has lower N : P and lower stoichiometric flexibility. *Limnology & Oceanography*, 58: 2076-2088.
- Hübel, H., C. Wolff & L.-A. Meyer-Reil, 1998. Salinity, inorganic nutrients and primary production in a shallow coastal inlet in the southern Baltic Sea (Nordreügensche Bodden). Results from long-term observations (1960-1989). *International Review of Hydrobiology*, 83: 479-499.
- Kautsky, N., H. Kautsky, U. Kautsky & M. Waern, 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940s indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 28: 1-8.
- Kafka, M., 2014. Interaktionen zwischen suspendiertem Material und submersen Makrophyten in flachen Küstengewässern der südlichen und westlichen Ostsee. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Kerkow, A., 2014. Zusammenhang zwischen Makrophytobenthos und Sedimentstruktur in flachen Küstengewässern der deutschen Ostsee. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Künzenbach, R., 1955/56. Über die Algenvegetation der Ostsee und der Boddengewässer um Hiddensee (Ostsee). *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Greifswald, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe*, 5/6: 373-388.
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 1990-2006. Gewässergüteberichte Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 2013. Zur Entwicklung und zum Stand der Nährstoffbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Güstrow.
- Lindner, A., 1975. Katalog der submersen Makrophyten in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst unter besonderer Berücksichtigung der Autökologie produktionsbiologisch wichtiger Spezies. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe*, 24: 735-742.
- Lindner, C., 2014. Wechselwirkungen zwischen Phytoplankton, Nährstoffen und Submersvegetation an der deutschen Ostseeküste. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Luft, P., 2012. Attenuation und spektrales Unterwasserlichtklima im Gradienten der Darß-Zingster Boddenkette. B.Sc.-Arbeit, Universität Rostock.
- Müller, C., 1932. Die Großalgenflora an den Küsten von Hiddensee in ihrer Beziehung zu Boden, Wassertiefe und Salzgehalt. Universität Greifswald.
- Munkes, B., 2005. Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Aquatic Sciences*, 67: 372-381.
- Munsterhjelm, R., 1997. The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Botanica Fennica*, 157: 1-68.

- Munsterhjelm, R., 2005. Natural succession and human-induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. Doctoral Thesis, University of Helsinki, Finland.
- Nawka, B., 2014. Interaktionen zwischen Zooplankton und submersen Makrophyten in den Boddengewässern vor Hiddensee. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Overbeck, J., 1965. Die Meeresalgen und ihre Gesellschaften an den Küsten der Insel Hiddensee (Ostsee). *Botanica Marina*, 8: 218-233.
- Pankow, H & N. Wasmund, 1994. Produktionsbiologie und Soziologie des Makro- und Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddenkette. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 2: 61-68.
- Phillips, G.L, D. Eminson & B. Moss, 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany*, 4: 103–126.
- Porsche, C., H. Schubert & U. Selig, 2008. Rezente Verbreitung submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*. 20. 109–122.
- Rieling, T., M. Schubert & H. Schubert, 2004. Entwicklung eines Monitoringschemas für die Außenbereiche der deutschen Ostseeküste – Makrophytobenthos. Forschungsbericht im Auftrag des LANU-SH und LUNG-MV. Rostock. 54 pp.
- Rosqvist, K., 2010. Distribution and role of macrophytes in coastal lagoons: Implications of critical shifts. Doctoral Thesis, University of Åbo, Finland.
- Rosqvist, K., J. Mattila, A. Sandstrom, M. Snickars & M. Westerborn, 2010. Regime shifts in vegetation composition of Baltic Sea coastal lagoons. *Aquatic Botany*, 93: 39-46.
- Sand-Jensen, K., N.L. Petersen, I. Thorsgaard, B. Moeslund, J. Borum & K.P. Brodersen, 2008. 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology*, 96: 260-271.
- Scheffer, M., S.H. Hopper, M.-L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 275-279.
- Schiewer, U., R. Schumann, R. Heerkloss & G. Klinkenberg, 1994. Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette - Struktur- und Funktionsveränderungen im Plankton. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 2: 149–177.
- Schiewer, U., 1998. 30 years eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. *Hydrobiologia*, 363: 73-79.
- Schriver, P., P. Bøgestrand, E. Jeppesen & M. Søndergaard, 1995. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 33: 255-270.
- Schubert, H. C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, Rostock. ([www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/archives/Endbericht\\_ELBO.pdf](http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/archives/Endbericht_ELBO.pdf)).
- Schlungbaum, G. & H. Baudler, 2001. Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee – eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrographie. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 8: 5-61.
- Schumann, R. & U. Karsten, 2006. Phytoplankton im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette - 13 Jahre Remesotrophierung. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 16: 47–59.
- Schumann, R. & U. Schiewer, 2008. Potentielle Nährstofflimitation des Pico- und Nanophytoplanktons im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette - Minikosmen. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 19: 149–167.
- Schumann, R., A. Schoor & H. Schubert, 2009. Fine resolution of primary production and its limitation in phytoplankton in phytoplankton communities of the Darss-Zingst bodden chain, a coastal lagoon of the Southern Baltic Sea. *Baltic Coastal Zone*, 13:97-125.
- Selig, U., D. Schories, A. Eggert, M. Schubert, C. Blümel & H. Schubert, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the southern Baltic Sea. *Ecological Indicators*, 7: 665-678.
- Wasmund, N. & R. Börner, 1992. Phytoplanktonentwicklung in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wasser und Boden*, 44: 643-647.

Stefan FORSTER\* & Franziska BITSCHOFSKY

\*Institute for Biosciences - Marine Biology, Albert-Einstein-Straße 3, 18059 Rostock, Germany  
stefan.forster@uni-rostock.de

## Different reasons for low pore water phosphate concentrations observed at a shallow brackish site in a German Baltic Sea lagoon

### Abstract

In the sediment pore water of a brackish shallow water site (0.5 m water depth) with abundant macrophyte stock located in the Darss-Zingst-Bodden-Chain (DZBC), concentrations of soluble reactive phosphate (SRP;  $\text{PO}_4^{3-}$ ) are remarkably low (0-3  $\mu\text{M}$ ) throughout the year. The corresponding calculated fluxes into the overlying water are negligible. During dark sediment core incubations in the laboratory lasting 5-6 hours, fluxes of SRP were not detectable, but certainly  $<200 \mu\text{mol P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , in agreement with scarce literature data. These observations indicate that during periods without substantial erosion, this sediment probably does not support any significant efflux of SRP to the overlying water.

Here we present our views as to why the concentrations are as low, discussing the potential sinks and sources for  $\text{PO}_4^{3-}$  based on a preliminary set of data and literature. By comparison with a deeper site (2 m water depth) consisting of a different sediment type with fewer organisms (benthic fauna and macrophytes), we conclude that the biological structures probably generate additional capacity for adsorption of SRP. Adsorption is likely more important for causing low  $\text{PO}_4^{3-}$  concentration in the pore water than burrow ventilation (bioirrigation). We hypothesize that under these circumstances benthic macrophytes cover their P-demand by uptake through the roots, whereas pelagic phototrophs do not receive much SRP from the sediment.

**Keywords:** Soluble reactive phosphate, sediment, sink, source, adsorption, burrow, root

### 1 Introduction

Sediments of aquatic ecosystems in general, and the Darss-Zingst-Bodden-Chain (DZBC) as well, are considered sites of accumulation for phosphorus (SUNDBY et al. 1992). Phosphorous is continuously washed into the Bodden chain ecosystem from surrounding agricultural and riverine sources in particulate and dissolved form and accumulates in the sediment in different chemical compounds and states. The dominant mobile form is soluble reactive phosphate (SRP), the  $\text{PO}_4^{3-}$ -ion that is available for primary production and therefore accounts for eutrophication processes.

The sediment is also viewed as a constant source of  $\text{PO}_4^{3-}$  released to the overlying water fueling primary productive processes therein.

With respect to phosphorous cycling many fresh and brackish water systems have been conceived as P-limited (STERNER 2008, LEWIS & WURTSBAUGH 2008) and their eutrophication state also is ascribed to a continuous or recurring phosphorous fertilization from within the system, particularly from the sediments (PITKÄNEN et al. 2001). Similarly, the sediments in estuaries and even in the DZBC are until now viewed as a source of phosphorous (BLÜMEL et al. 2003). Even sediment excavation for remediation purposes has been discussed as a possible action against its continuously elevated state of eutrophication (QUANDT & KNAACK 2005).

In the context of the ongoing project BACOSA (Baltic Coastal System Analysis and Status Evaluation), we examine the potential export of SRP from the sediment as a nutrient for benthic and pelagic primary production and its possible role in the recent reappearance of massive macrophyte canopies at a shallow water site (0.5 m water depth). At this routinely sampled location in a brackish lagoon near Dabitz, Northeastern Germany (54,3670° N; 12,8060° E), pore water concentrations of  $\text{PO}_4^{3-}$  constantly are remarkably low and do not seem to indicate that this sediment is a direct source of  $\text{PO}_4^{3-}$  to the overlying water. This is different at close-by located sediments from 2 m water depth. It is a recurring observation that shallow fresh water and marine sediments contribute less to benthic SRP-fluxes to the overlying water and contain lower concentrations of SRP than depositional sediments from greater water depths (KLEEBERG et al. 2013, BONAGLIA et al. 2014). While BACOSA has not finished its program, findings thus far will be compared and discussed in terms of potential sinks and sources for dissolved  $\text{PO}_4^{3-}$  in the sediment and transport mechanisms to the overlying water. We will consider the order of magnitudes of available data and identify the present state of knowledge for this shallow sediment.

## 2 Theory

The supply of organic matter to shallow coastal sediments is smaller compared to deeper sites because lateral transport processes transfer particulate matter to depositional sites like troughs and basins (KLEEBERG et al. 2013). Temporal deposition of particulate matter in shallow locations generally impacted by wave action and erosion, and in situ production of organic matter by phototrophs is possible, but overall morphology of the system defines erosion areas and accumulation areas. Phosphorus, associated with the organic matter (OM), may remain in the organic pool as part of total phosphorous (TP) and accumulate in the basins. Decay of OM and diagenesis liberates  $\text{PO}_4^{3-}$  into the pore water. Therefore,  $\text{PO}_4^{3-}$  is expected to be more abundant where accumulation of OM is high.

The pore water distribution of a dissolved substance reflects a set of reactions and (transport) processes, referred to as sinks and sources, which affect its local concentration. In the case of  $\text{PO}_4^{3-}$ , the sources include production during mineralization of organic material at all depths in the sediment as well as liberation due to the reductive dissolution of adsorption sites by bacteria or sulfide, namely mineral iron surfaces, in reduced sediment layers (ANSCHUTZ et al. 2007, SLOMP & VAN CAPPELLEN 2009, SLOMP 2011). Dissolution of adsorption sites occasionally leads to the formation of a sub-surface concentration maximum in  $\text{PO}_4^{3-}$ , with higher  $\text{PO}_4^{3-}$ -concentrations in the sediment than in the overlying water (similarly in pore water  $\text{NH}_4^+$ -

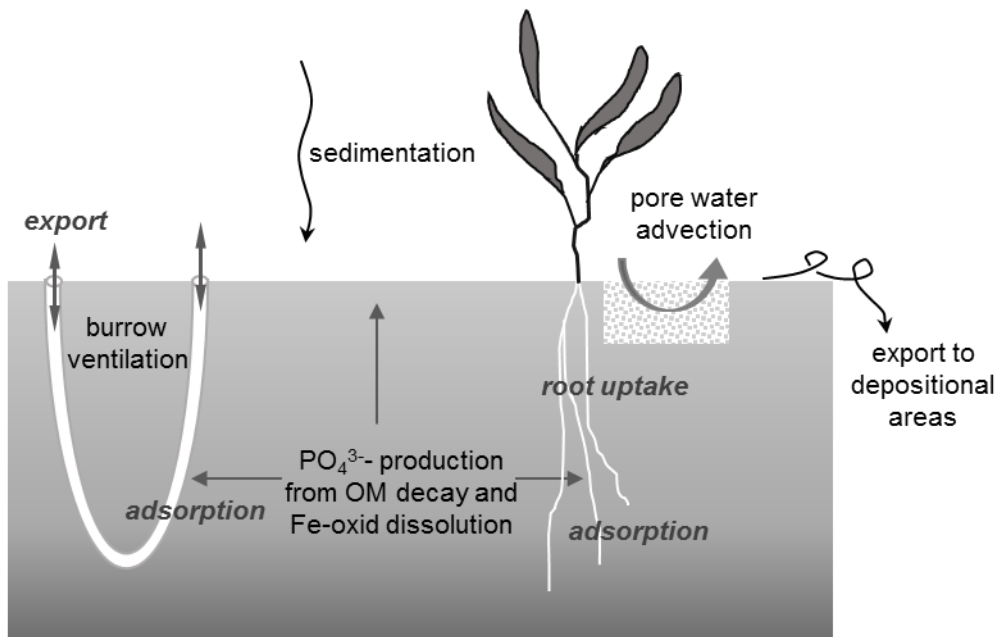
concentrations) while in contrast adsorption in oxidized sediment layers acts as sink for SRP.

This simplified picture, the existing paradigm stating the importance of the link between P and Fe through redox sensitive oxides, is being challenged for fresh water systems. In their review HUPFER & LEWANDOWSKI (2008) point out that alternative adsorption sites ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ , unreducible iron oxides and other than redox-dependent dissolution mechanisms (Ca - P bonds) make P release from these sediments more complex than previously thought. Compared to fresh water, in brackish systems hydrogen sulfide exists in varying concentrations as a competitive reactant for iron.

In general terms  $\text{PO}_4^{3-}$  sinks in these sediments are represented by adsorption onto particulate matter, losses based on diffusion along concentration gradients, ventilation of invertebrate burrows and uptake by rooted plants. The concentration difference between pore water and overlying water drives a diffusive flux of solutes directed vertically towards the sediment - water interface. In permeable sediments this flux may be considerably enhanced by advection of pore water when currents or waves impact the sediment below the threshold of particle resuspension (HUETTEL et al. 2003, FORSTER et al. 1996). Ventilation of burrows renders burrow water concentrations more similar to the overlying water than to adjacent pore waters. Thus bioirrigation, the exchange of solutes between sediment pore water and overlying water due to burrow ventilation, acts to transport  $\text{PO}_4^{3-}$  away from the sediment through radial diffusion towards the burrow walls (DALE et al. 2011, ALLER 2014). Bioirrigation may also establish oxidized burrow walls that act as a barrier adsorbing some of the  $\text{PO}_4^{3-}$  onto amorphous iron hydroxides (ALLER 2014). Bioirrigation activity thus is a sink within the sediments; however, it may supply pelagic primary producers with small pulses of SRP.

Similarly, it may be assumed that a diffusive flux exists directed towards the roots of submersed plants that reduce adjacent pore water concentrations by active uptake of  $\text{PO}_4^{3-}$  (MOELLER et al. 1988; ANGELSTEIN & SCHUBERT 2008). Here, too, excretion of molecular oxygen along roots leads to oxidation of sediment and metal crust establishment thus ultimately interfering with phosphate transport to the root (SUNDBY et al. 1998, LASKOV et al. 2006, JOVANOVIC et al. 2015). Uptake of SRP by roots represents a sink for the entire system at least for the growth season, since all  $\text{PO}_4^{3-}$  is fixed in macrophyte plant tissue. Finally, uptake, accumulation and release by benthic bacteria may affect dynamics and overall concentrations (DALE et al. 2013).

In the discussions below we assume steady state for all given sources and sinks (BERNER 1980) since we have so far no indications for short-term variations in pore water  $\text{PO}_4^{3-}$  concentrations at this shallow location. Spatial heterogeneity seems to exceed temporal variations by in large, but throughout the year the concentrations remain continuously low at the shallow Dabitz site.



**Fig. 1:** Schematic showing major transport processes, sources and sinks (italic, grey) regulating pore water  $\text{PO}_4^{3-}$  -concentrations. Straight arrows depict diffusive fluxes. OM: organic matter.

### 3 Observations

During BACOSA field work in 2014 the Dabitz shallow (0.5 m) and deep site (2 m) were sampled for sediment parameters in March, May, July, September and November. Sediment characteristics differ at both sites (Table 1). Water content (weight loss upon drying), median grain size and grain fraction  $<63 \mu\text{m}$  (both dry sieving), permeability (constant head permeameter) and content of organic matter (loss on ignition) differ as expected according to topography. Based on the higher organic content, the bacterial mineralization of organic matter liberating  $\text{PO}_4^{3-}$  should be higher at 2 m water depth.

Measured permeability at the shallow site is at the limit of  $1\text{-}3 \times 10^{-2} \text{ m}^2$  above which advection of pore water can be induced by currents above the sediment (HÜTTEL et al. 1998). This is somewhat astonishing in view of the relatively large median grain size. However, FORSTER et al. (2003) showed that skewed grain size distributions can render measurable permeability much smaller than theoretically expected. There is a skewed grain size distributions here (data not shown) with many small grains possibly clogging pores. At the deep site there was no measurement possible within an acceptable time interval, indicating that  $k < 10^{-14} \text{ m}^2$ . Thus, we exclude advective pore water effects in the following interpretation of our observations at both sites.

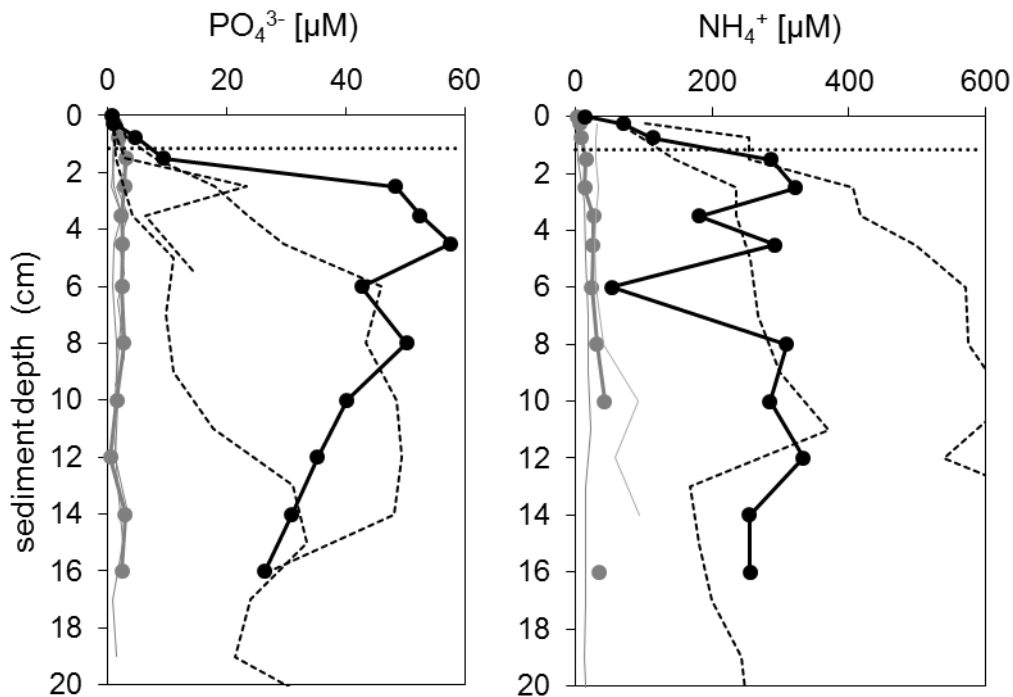
The two stations are similar in total phosphorous inventory calculated as the inventory in the upper 0-10 cm per  $\text{m}^2$  (colorimetric determination after acid *persulfate* digestion).

There is a pronounced difference in macrophyte coverage, which is high at the shallow site and negligible at 2 m depth. BLINDOW & MEYER (this issue) present data from 2001–2007 which represent the current situation well with around 70 % versus ~2 % coverage. The abundance of burrowing macrofauna also differs markedly. Sieving on eight occasions (500  $\mu\text{m}$  mesh; BITSCHOFKY et al. this volume) we found high numbers of 3000 Ind.  $\text{m}^{-2}$  on average of the polychaete *Hediste diversicolor* at the

shallow site. Though data are not available, observations while sampling at the deeper site indicated much fewer animals, presumably chironomid larvae or small worms.

**Tab. 1:** Site characteristics at 0.5 and 2 m water depth. Means and standard deviations (s.d.) for water content (n=5), median grain diameter (n=5), fraction <63  $\mu\text{m}$  in the sediment (n=5), k: permeability (n=3), LOI: Loss on ignition (n=5), TP-i: Total Phosphorous inventory (0-10 cm sediment depth, n=3), plant cover (% area) and benthic infauna abundance (n=3). Measurements are from March, May, July, September, and November 2014. <sup>1</sup> very low (not measurable in acceptable time interval); <sup>2</sup> plant cover taken from BLINDOW & MEYER (this issue); <sup>3</sup> Minimum abundance of *H. diversicolor* at 0.5 m site, mean  $\pm$  % s.d.; <sup>4</sup> no numbers available, but only worms observed while sediment samples.

Depth (m)	Water Content (% FW)	MD ( $\mu\text{m}$ )	Fraction <63 $\mu\text{m}$ (%)	k x10 <sup>-12</sup> (m <sup>2</sup> )	LOI (%DW)	TP-i (mmol m <sup>-2</sup> )	Plant cover <sup>2</sup> (%)	Infauna <sup>3</sup> (Ind m <sup>-2</sup> )
0.5	23 $\pm$ 2	300 $\pm$ 4	2.5 $\pm$ 1.7	1.3 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.1	569 $\pm$ 32	70	3058 $\pm$ 62%
2.0	75 $\pm$ 4	80 $\pm$ 0.2	34 $\pm$ 1.7	<0.01 <sup>1</sup>	9.3 $\pm$ 1.9	599 $\pm$ 36	2	few <sup>4</sup>



**Fig. 2:** Pore water phosphate (left) and ammonium concentrations (right) from July 2014 indicated by solid lines and symbols in gray for the shallow site (0.5 m) and black for the deep site (2 m). Pore water distributions from March, May and September of the respective solute are depicted without symbols and dashed lines. For both solutes concentrations differ markedly between the shallow (gray) and deep site (black). Uppermost points indicate concentrations in the overlying water (<1  $\mu\text{M}$   $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\sim 14$   $\mu\text{M}$   $\text{NH}_4^+$ ). Horizontal dotted lines indicate the depth of the oxidized surface sediment.

Typical pore water profiles from the shallow and deep site show the difference in  $\text{PO}_4^{3-}$  concentration that is the issue of this article. Low concentrations with a small gradient at the sediment surface at 0.5 m (Fig. 2) contrast concentrations up to 50  $\mu\text{M}$

PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> at 2 m. Variations indicated by 2-3 additional profiles in figure 2, sampled between March and September, may show seasonal or spatial heterogeneity. They support the general pattern of high versus low pore water concentrations. Ammonia concentrations for comparison in the right panel show that NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-concentrations are also depleted at the shallow site.

In order to quantify bacterial PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> production we retrieved sediment from 5-10 cm sediment depth of both sites, excluding roots and burrows as much as visibly possible. The sediment was mixed and incubated for up to 25 days in replicate vials under anoxic conditions (vials filled without headspace and incubated buried in anoxic mud). Analyzing samples sequentially, we observed linear increases of PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-concentrations in the pore water. Since SRP concentrations basically remain at the same concentration levels down to 20 cm depth (Fig. 2), we assume this depth as the productive sediment layer for the following discussion. We calculated areal rates of 167 at the shallow site and 50 μmol PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> at the deep site along with ammonia production rates from the same experiments (table 2). Thus at both sites generation of PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> is observed.

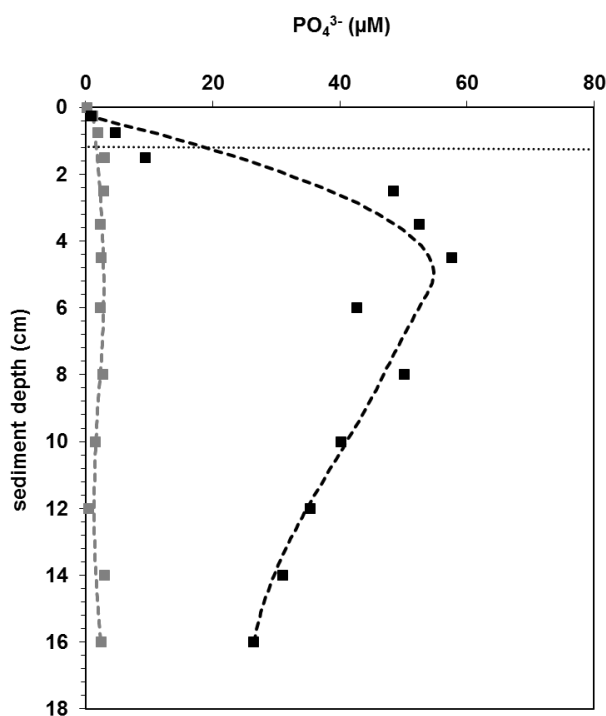
Pore water profiles indicate that there is a flux across the sediment-water interface. These fluxes are quantified based on the observed concentration gradients from the upper 2 cm including the overlying water concentration. PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-fluxes thus calculated using Fick's First Law of Diffusion and temperature and tortuosity corrected diffusion coefficients (BOUDREAU 1997) are presented in table 2. The corresponding NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-fluxes and N:P ratios are also presented.

An alternative method to obtain interfacial fluxes is the interpretation of the data using the model software PROFILE (BERG et al. 1998). This method takes into consideration the whole data set, not only those values close to the interface, and thus seems more reliable when profiles are not smooth. We used the same diffusion coefficients as in the gradient based calculation. These calculations provide another different measure of fluxes, however, based on the same data.

**Tab. 2:** Data on production rates and fluxes of PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> at both sites. Volumetric production rates were integrated to 20 cm sediment depth; fluxes are additionally given as percentage of the integrated production in parentheses; \* the model PROFILE (BERG et al. 1985) was used to interpret pore water SRP profile and extract fluxes at the sediment-water interface.

Depth (m)	Integrated production (μmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )		Gradient based molecular fluxes (μmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )		Model* based molecular fluxes (μmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
0.5	167	6386	1.1 (0.6)	15 (0.2)	0.6 (0.4)	n. c.
2.0	50	1540	18 (36)	1625 (90)	67 (134)	n. c.

Model PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> distributions were fitted to the July data from figure 2 for both sites (Fig. 3) and fluxes calculated (Tab. 2). At the shallow site the modelled flux is very small and closely resembles the gradient based flux (Tab. 2). The modelled flux at the deep site (67 μmol P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) is much larger than the corresponding gradient based value. This is also reflected by the steeper gradient of the modelled dashed line in figure 3, which takes into account the production of SRP reflected by the subsurface maximum at 5 cm depth.



**Fig. 3:** Modelled  $\text{PO}_4^{3-}$ -concentrations (dashed lines) fit to main profiles (July; squares) from figure 2. Shallow site: grey; deep site: black. Horizontal dotted line indicates the depth of the oxidized surface sediment. This model interpretation using the software "PROFILE" yields a flux of  $0.6 \mu\text{mol PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  for shallow and  $67 \mu\text{mol PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  for the deep site.

At the shallow site, neither the gradient based nor the modelled  $\text{PO}_4^{3-}$ -fluxes compare well with the integrated P-production. They account for less <1%, as the  $\text{NH}_4^+$ -flux which amounts to 1.2% of the  $\text{NH}_4^+$ -production. A very small fraction of the microbially produced  $\text{PO}_4^{3-}$  (and  $\text{NH}_4^+$ ) seems to escape the sediment through diffusion along concentration gradients towards the sediment water interface. This is in agreement with the low pore water concentrations generally found for both solutes at 0.5 m depth and points to similar processes affecting both solutes at this site.

At the deep site both  $\text{PO}_4^{3-}$ - and  $\text{NH}_4^+$ -fluxes constitute a higher percentage of the respective production in the sediment. Given uncertainties in production rates measurements and the differences between gradient based approaches versus model based calculations outlined above, the efflux of  $\text{PO}_4^{3-}$  at the 2 m site closely fits the integrated production rate. This is true, too, for the  $\text{NH}_4^+$ -flux. Ammonium adsorption to sediment particles is a reversible salinity dependent process and not redox sensitive (MACKIN & ALLER 1984). Therefore production should actually equal export, if no other sinks are present in the sediment.

We tried to measure fluxes across the sediment-water interface at several occasions by monitoring start and end concentrations in the water overlying the sediment. We did this only for the shallow site both in laboratory core and in situ chamber incubations. Concentration changes were too low within the given incubation time (5-6 hours) and enclosed overlying water volume to reliably detect a flux of SRP. However, we can confine the flux to  $<200 \mu\text{mol PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , which is the magnitude of the P-fluxes that reported so far in this area of the DZBC by BADER & SCHLUNGBAUM 1982. These authors report between 60 and  $157 \mu\text{mol PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  while including anoxic conditions during the experiment that would theoretically have fostered

dissolution of iron minerals and thus enhanced the  $\text{PO}_4^{3-}$ -efflux. While we do not know the magnitude of the benthic  $\text{PO}_4^{3-}$ -flux, it is likely that this flux is minute at the shallow site because the shape of the pore water profiles does not support any significant flux. Consequently, there must be one or more other mechanisms acting as sink(s) for  $\text{PO}_4^{3-}$  in this sediment.

## 4 Discussion

We consistently observed low SRP in the pore water at the shallow site despite a TP inventory, which is similar to that at the deep site. Material eroded at shallow sites by wave action is subsequently washed to topographic deeps where phosphorous accumulates (KLEEBERG et al. 2013). The high organic matter content at the deep site is an indication of this happening in the Bodden. However, similar TP inventories at both the shallow and deep site seem somewhat contradict the notion of higher P-accumulation in the deeps. Certainly more data are needed to further clarify this here. Our data suggest, though, that high pore water SRP concentrations here are not simply related to a high TP-content in the sediment.

During erosion of particles some pore water is necessarily entrained as well. KLEEBERG et al. (2013) report significant entrainment of SRP along with particulate matter from a shallow lake sediment during erosion events. While this certainly also occurs at our shallow Bodden station, we currently do not have sufficient information to account for the effect of this process.

Other factors responsible for the observed low SRP at the shallow station are the adsorption of phosphate or export/uptake of phosphate from interstitial waters.

### 4.1 Bioirrigation and uptake

Burrows constructed by benthic animals influence this sediment to about 17 cm depth. Along with roots, that also protrude to a similar depth, they form a complex three-dimensional structure that affects pore water concentrations, but that is not well represented in vertical pore water concentration profiles. Horizontal slicing homogenizes concentrations within each sediment slice. Pore water extraction by Rhizone also averages local solute differences by withdrawing water from an ellipsoid volume (SEEBERG-ELVERFELDT et al. 2005). In either case, one average concentration per depth interval is obtained. This does not capture horizontal gradients well that may exist along roots and burrows. Therefore, limited understanding of how spatial heterogeneity affects spatial distribution of solutes and fluxes hampers our ability to interpret these pore water profiles.

Ventilation of burrows by benthic animals, bioirrigation, can substantially enhance the export of solutes from sediments to the overlying water (KRISTENSEN et al. 2010, ROSKOSCH et al. 2010). If conditions are such that the pore water surrounding the burrows contains higher concentrations of  $\text{PO}_4^{3-}$  than the water flushed through the burrows by ventilation,  $\text{PO}_4^{3-}$  will diffuse into the burrow and repeatedly be flushed from there into the overlying water (DAVEY et al. 1990). Bioirrigation does enhance solute exchange and SRP export from the sediment in some circumstances as observed for *H. diversicolor* and *Marenzelleria* spp. through direct measurement by KRISTENSEN (2010) and RENZ & FORSTER (2014).

At our shallow site high abundances of *Hediste diversicolor*, a polychaete living alternatively as filter-feeder or deposit feeder, but also capable of predation, suggest a strong influence on pore water concentrations. In contrast to the situation outlined above, concentrations observed in the pore water are low, gradients of both  $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\text{NH}_4^{3-}$  between pore water and burrow water must be small and fluxes accordingly, too. In cases when there is a substantial average concentration of a solute, burrow ventilation is able to reduce the adjacent pore water concentrations remarkably. ZIEBIS et al. (1996) found a concentration reduction from  $\sim 100$  to  $\sim 10 \mu\text{M}$   $\text{NH}_4^{3-}$  due to the ventilation of crustacean burrows in the Mediterranean Sea.

Whether the pore water in our case is deprived of phosphate and ammonia because of ventilated burrows remains unclear. Ventilation certainly has the potential to cause the low pore water concentrations here, however, once the concentrations are low in the pore water the resulting small concentration differences suggests a limited effect of these burrows on  $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\text{NH}_4^{3-}$  export. This remains to be seen in future incubation experiments that include burrow ventilation activity.

Macrophytes can acquire SRP alternatively via shoots or roots and may change the proportion of these routes according to the concentrations of  $\text{PO}_4^{3-}$  available to them in the surrounding sediment or water at any time (KUFEL & KUFEL 2002, ANGELSTEIN & SCHUBERT 2008).

If uptake through roots is a sink to pore water concentrations they should reduce pore water concentrations visibly. With the high coverage of submersed macrophytes, roots are obviously another candidate for a sink at the shallow site. We do not know, yet, to which extent P from the sediment is allocated to plant biomass here and what the demand for  $\text{PO}_4^{3-}$  of macrophytes is at Dabitz.

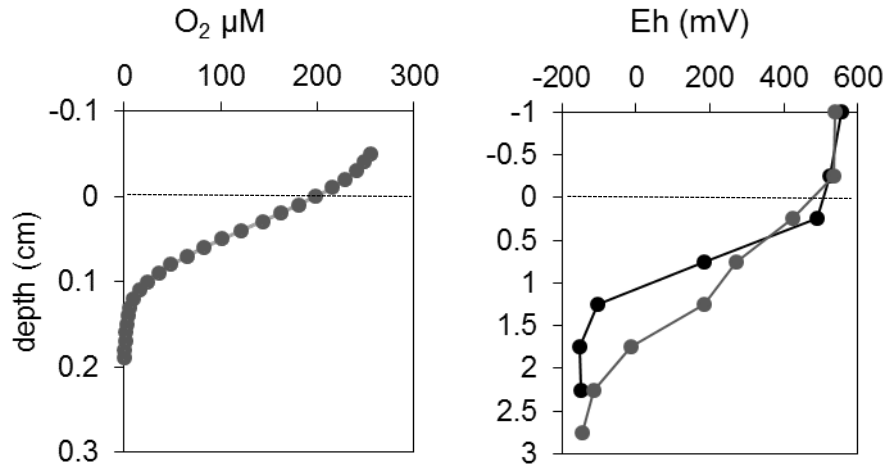
The capacity of sulfide oxidizing bacteria to affect  $\text{PO}_4^{3-}$  dynamics specifically in oscillating redox conditions (Dale et al. 2013) as well as the formation of phosphate-containing minerals along root mineral crust that could remove P from short-term diagenetic cycling (SUNDBY et al. 1992) are further issues that we cannot exclude.

## 4.2 Role of adsorption

$\text{PO}_4^{3-}$  is known to adsorb to mineral surfaces with iron and manganese oxides that are mainly present in superficial sediments of both saline and fresh water systems (PANT & REDDY 2001; HUPFER & LEWANDOWSKI 2008). Additionally  $\text{Al}(\text{OH})_3$  and iron oxides that are not reduced quickly in response to redox changes also contribute to adsorption capacity of sediments (HUPFER & LEWANDOWSKI 2008).

Measurements of oxygen ( $\text{O}_2$ -microelectrode, ex-situ; REVSBECH & JORGENSEN 1983) and redox potential (Eh; Pt-electrode, Schott) were performed at the shallow site only and are used to illustrate the oxidation state at the sediment-water interface. Although there are no data available for the deep site, oxygen penetration there will likely be similar.

Oxygen only penetrates the upper 1.5 mm of the sediment at 0.5 m depth. The oxidized sediment layer, as defined by redox potentials (Eh)  $>100$  mV, is between 1 and 1.5 cm thick. Below this depth, the sediment is reduced and anoxic (Fig. 4). The thickness of oxidized sediment (Eh) in relation to sediment containing dissolved  $\text{O}_2$  is 10:1 in figure 4, similar to findings by FORSTER & GRAF (1992). This is typical for non-permeable sediments in productive shallow water sites.



**Fig. 4:** Oxygen distribution measured with a microelectrode ex-situ (left) and redox potential distribution (Eh, right) at the sediment-water interface. Oxygen values are averages (n=7), Eh-profiles show two individual measurements.

Animal tubes and rooted plants transport O<sub>2</sub> influencing this sediment. The same complex three-dimensional structure that potentially reduces PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> by bioirrigation and root uptake (see above) likely produces an oxygen distribution along many biological interfaces far below the sediment-water interface at the shallow site.

Bioirrigation oxidizes sediments by pumping O<sub>2</sub> into the burrows, subsequently forming an oxidized halo around each burrow. To our knowledge, it remains to be shown in detail under which circumstances adsorption of PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> to the oxidized sediment layer surrounding the burrow walls interferes with radial diffusion and subsequent export of PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> from the sediment by ventilation. At the oxidized surface layer at the sediment-water interface (Fig. 4) adsorption of SRP is not enough to reduce concentrations to zero, as visible in figure 2, where profiles support a flux out of the sediment despite the oxidized “barrier”. Thus, one could assume that PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> might in principle escape through the oxidized, adsorptive barrier that a halo represents. As discussed above, with small concentration gradients in our case this flux should be minute.

The O<sub>2</sub>-diffusion from burrows constructed by the polychaete *Hediste diversicolor* is generally found to be about 1 mm deep into the adjacent sediment (FENCHEL 1996), however, with pronounced diurnal and activity dependant fluctuations on the scale of hours (FORSTER & GRAF 1992). At Dabitz, burrows of this species measuring 2.5 – 3.0 mm in diameter extend to between 13 and 17 cm sediment depth (U. LEHMANN 2015; data not shown). Each burrow provides roughly 15 cm<sup>2</sup> of surface for the additional transport of oxygen into otherwise anoxic sediments (U. Lehmann 2015, data not shown). At an abundance of several thousand Ind. m<sup>-2</sup> (BITSCHOFSKY et al., this volume) this macrozoobenthos species alone is likely to oxidize a considerable volume of sediment.

Rooted plants excrete oxygen and oxidize sediment layers adjacent to the outer cuticula in defense against toxicity of metal ions. For *Ruppia maritima* and *Potamogeton crispus* information on the extent of sediment oxygenation by roots is available in the literature (LASKOV et al. 2006, JOVANOVIC et al. 2015). Species from the same genus, *P. pectinatus* and *Ruppia spp.*, as well as *Chara spp.* dominate at the

shallow Dabitz site. JOVANOVIĆ et al. (2015) report the oxic volume surrounding roots of young isolated individuals of *R. maritima* to be 5.4 mm<sup>3</sup> per plant. They also provide relations to root biomass. LASKOV et al. (2006) calculated the radial oxygen loss, ROL, in *P. crispus* as 3 – 4 μmol O<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> per plant. With a parameter relating rhizome biomass to oxygen input it would be possible to estimate the extent of root related oxygen input. LASKOV et al. (2006) also found that *P. crispus* reduced ROL at night by only 30% of the daytime value, whereas other species display stronger diurnal change with no oxygen at night (HEMMINGA 1998).

It may be assumed with certainty that at about 70% coverage of plants and given abundant burrowing polychaetes, burrow walls and root surfaces increase the volume of oxidized sediment substantially at the shallow site, generating a three-dimensional network of geochemically active interfaces.

### 4.3 Conclusions

Despite the erosional character of the shallow site, the inventory of TP is as high as at the deep site. How this relates to SRP-production in the sediment at the shallow site, pore water concentrations and efflux of SRP to the overlying water, cannot be resolved and is an issue for future investigations.

We conclude that at this shallow erosional site in the lagoon, bioirrigation and uptake by roots constitute sinks for SRP, which potentially cause the observed low pore water concentration. Bioirrigation probably does not export much SRP due to small radial concentration gradients. The uptake by roots likely constitute a more prominent sink, since low SRP concentrations in the water necessitate uptake through the roots. We suspect that the interfaces between biological structures and sediment also constitute an additional quantitatively important mechanism for adsorption of SRP in addition to the oxidized sediment surface. This sink for PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> would be particularly effective because of its delicate and deep reaching spatial distribution. A mass balance including the role of burrows and roots is necessary before we will know their quantitative importance during periods without substantial erosion.

### Thanks

We are grateful to Ulrike Lehmann for timely measurements and calculations of burrow wall interfaces of *H. diversicolor* at Dabitz.

### Literature

- Aller, R. C., 2014. Sedimentary Diagenesis, Depositional Environments, and Benthic Fluxes. In Holland, H. D. & K. K. Turekian (eds), Treatise on Geochemistry, Elsevier, Second Edition, 8: 293-334.
- Angelstein, S. & H. Schubert, 2008. *Elodea nuttallii*: uptake, translocation and release of phosphorus. Aquatic Biology 3: 209–216.
- Anschutz, P., G. Chaillou & P. Lecroart, 2007. Phosphorus diagenesis in sediment of the Thau Lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science 72: 447-456.
- Baader, G. & G. Schlungbaum, 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 hydrobiologica 10: 153-166.
- Berg, P., N. Risgaard Petersen & S. Rysgaard, 1998. Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water. Limnology and Oceanography 43: 1500-1510.

- Berner, R. A., 1980. Early diagenesis. A theoretical approach. Princeton University Press, Princeton, 241 pp.
- Blümel, C., A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO sowie zum LUNG Projekt - Analyse von Langzeitdatenreihen des Phytoplanktons aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Hinblick auf die Erfordernisse der EU-WRRL, 167 pp.
- Boudreau B. P., 1997. Diagenetic Models and Their Implementation-Modelling Transport and Reactions in Aquatic Sediments. Springer, Berlin, 414 pp.
- Dale, A. W., V. J. Bertics, T. Treude, S. Sommer & K. Wallmann, 2013. Modeling benthic–pelagic nutrient exchange processes and porewater distributions in a seasonally hypoxic sediment: evidence for massive phosphate release by *Beggiatoa*? Biogeosciences 10: 629–651.
- Dale, A. W., S. Sommer, L. Bohlen, T. Treude, V.J. Bertics, H. W. Bange, O. Pfannkuche, T. Schorp, M. Mattsdotter & K. Wallmann, 2011. Rates and regulation of nitrogen cycling in seasonally hypoxic sediments during winter (Boknis Eck, SW Baltic Sea): Sensitivity to environmental variables. Estuarine, Coastal and Shelf Science 95: 14-28.
- Davey, J. T., P. G. Wateson, 1990. An instrument for the monitoring and collection of the vented burrow fluids of benthic infauna in sediment microcosms and its application to the polychaete *Hediste diversicolor* and *Arenicola marina*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 139: 135-149.
- Fenchel, T., 1996. Worm burrows and oxic microniches in marine sediments. 1. Spatial and temporal scales. Marine Biology 127: 289-295.
- Forster, S., B. Bobertz & B. Bohling, 2003. Permeability of Sands in the Coastal Areas of the Southern Baltic Sea: Mapping a Grain-size Related Sediment Property. Aquatic Geochemistry 9: 171 – 190.
- Forster, S. & G. Graf, 1992. Continuously measured changes in redox potential influenced by oxygen penetrating from burrows of *Callianassa subterranea*. Developments in Hydrobiology 75: 527-532.
- Forster, S., M. Huettel & W. Ziebis, 1996. Impact of boundary flow velocity on oxygen utilization in coastal sediments. Marine Ecology Progress Series 143: 173-185.
- Hemminga, M. A., 1998. The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. Journal of Sea Research 39: 183–196.
- Huettel, M., Ziebis, W., Forster, S. & G. W. Luther III, 1998. Advective transport affecting metal and nutrient distributions and interfacial fluxes in permeable sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta, 62(4): 613–631.
- Hupfer, M. & J. Lewandowski, 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments – a Long-Lasting Paradigm in Limnology. International Review of Hydrobiology 93: 415–432.
- Jovanovic, Z., M. Ø. Pedersen, M. Larsen, E. Kristensen & R. N. Glud, 2015. Rhizosphere O<sub>2</sub> dynamics in young *Zostera marina* and *Ruppia maritima*. Marine Ecology Progress Series 518: 95–105.
- Kleeberg, A., A. Freidank & K. Jöhnk, 2013. Effects of ice cover on sediment resuspension and phosphorus entrainment in shallow lakes: Combining in situ experiments and wind-wave modeling. Limnol. Oceanogr. 58: 1819-1833.
- Kristensen, E.; T. Hansen, M. Delefosse, G. T. Banta & C. O Quintana, 2010. Contrasting effects of the polychaetes *Marenzelleria viridis* and *Nereis diversicolor* on benthic metabolism and solute transport in sandy coastal sediment. Marine Ecology, Progress Series 425: 125–39.
- Kufel, L., & I. Kufel, 2002. *Chara* beds acting as nutrient sinks in shallow lakes—a review. Aquatic Botany 72: 249–260.
- Lehmann U., 2015. Geometrie der Gänge des benthischen polychaeten *Hediste diversicolor*. B.Sc. Thesis, University Rostock, 54pp.
- Laskov, C., O. Horn & M. Hupfer, 2006. Environmental factors regulating the radial oxygen loss from roots of *Muriophyllum spicatum* and *Potamogeton crispus*. Aquatic Botany 84: 333–340.
- Lewis, W. M., Jr. & W. A. Wurtsbaugh, 2008. Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: Erosion of the phosphorus paradigm. International Review of Hydrobiology 93: 446-465.
- Mackin J. E. & R. C. Aller, 1984. Ammonium adsorption in marine sediments. Limnology and Oceanography 29(2): 250-257.

- Moeller, R. E., J. M. Burkholder & R. G. Wetzel, 1988. Significance of sedimentary phosphorous to a rooted submersed macrophyte (*Najas flexilis* (Willd.) Rostk. and Schmidt) and its algal epiphytes. *Aquatic Botany* 32: 261-281.
- Pant, H. K. & K. R. Reddy, 2001. Phosphorus Sorption Characteristics of Estuarine Sediments under Different Redox Conditions. *Journal of Environmental Quality* 30:1474-1480.
- Pitkänen, H., Lehtoranta, J. & A. Räike, 2001. Internal nutrient fluxes counteract decreases in external load: the Case of the estuarial Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *AMBIO* 30:195-201.
- Renz, J. R. & S. Forster, 2014. Effects of bioirrigation by the three sibling species of *Marenzelleria spp.* on solute fluxes and pore water nutrient profiles. *Marine Ecology Progress Series* 505: 145-159.
- Revsbech, N.P. & B. B. Jørgensen, 1983. Photosynthesis of benthic microflora measured with high spatial resolution by the oxygen microprofile method: Capabilities and limitations of the method. *Limnology & Oceanography* 28: 749-756.
- Seeberg-Elverfeldt, J., M. Schlüter, T. Feseker & M. Kölling, 2005. Rhizon sampling of porewaters near the sediment-water interface of aquatic systems. *Limnology and Oceanography-Methods* 3: 361-371.
- Slomp, C. P. & P. Van Cappellen, 2007. The global marine phosphorus cycle: sensitivity to oceanic circulation. *Biogeosciences* 4: 155–171.
- Slomp, C. P., 2011. Phosphorus Cycling in the Estuarine and Coastal Zones: Sources, Sinks, and Transformations. In: Wolanski, E. & McLusky D. S. (eds), *Treatise on Estuarine and Coastal Science* 5, Academic Press, Waltham, 201–229.
- Sternner, R. W., 2008. On the Phosphorus Limitation Paradigm for Lakes. *International Review of Hydrobiology* 93: 433–445.
- Lewis, W. M. & W. A. Wurtsbaugh, 2008. Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. *International Review of Hydrobiology* 93: 446–465.
- Sundby, B., C. Gobeil, N. Silverberg & A. Mucci, 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography* 37: 1129-1145.
- Sundby, B., C. Vale, I. Cacador, F. Catarino, M.-J. Madureira & M. Caetano, 1998. Metal-rich concretions on the roots of salt marsh plants: Mechanism and rate of formation. *Limnology and Oceanography* 43: 245-252.
- Quandt, T. & B. Knaack, 2005. Entnahme und Unterbringung organikhaltiger Sedimente aus Saaler Bodden und Ribnitzer See – Ein Szenario. *Rostocker Meereskundliche Beiträge* 14: 83 – 94.
- Ziebis, W., Forster, S., Huettel, M., & B. B. Jørgensen, 1996. Complex burrows of the mud shrimp *Callinassa truncata* and their geochemical impact in the sea-bed. *Nature* 382: 619-622.

Marion KRUSE\*, Martin BENKENSTEIN & Felix MÜLLER

\*Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel

mkruse@ecology.uni-kiel.de

## Ein Konzept zur Bewertung von Ökosystemleistungen in der Darß-Zingster Boddenkette – qualitative Analyse und Vorstellung des Mengengerüsts zur Quantifizierung

### Abstract

It is of uttermost importance to have comprehensive knowledge on human-environmental systems for a sustainable environmental and resource management. Therefore, the concept of ecosystem services has been introduced recently. Ecosystem services are the benefits people obtain from nature. These complex interactions in human-environmental systems are obvious, especially in coastal ecosystems, because of intense pressures due to human activities (e.g., eutrophication) and the myriad of uses (e.g., fisheries, tourism, and nature protection). All these aspects are of high relevance for the Darß-Zingst Bodden Chain. Hence, several steps and approaches are combined within the BACOSA project to value ecosystem services qualitatively, quantitatively and economically. The quantity structure is based on the qualitative assessment of ecosystem services by means of the matrix approach. It is the basis for the quantification and the final economic valuation of selected relevant ecosystem services in the Darß-Zingst Bodden Chain. Several regulating, provisioning and cultural services are supplied and demanded in the case study area. Interim results show a high spatio-temporal variability and interactions of ecosystem services. New insights and knowledge will be used for the design of management strategies for policy making and practice.

**Keywords:** Küstenökosystem, Indikator, Matrix-Methode, Ökosystemleistungsbewertung

### 1 Einleitung

Ökosysteme, insbesondere Küstenökosysteme, sind komplexe Wirkungsgefüge, die stark von menschlichen Handlungen beeinflusst werden, weil sie eine Vielzahl an Ressourcen und Optionen für das menschliche Handeln bieten. Um die resultierenden, teils sehr weitreichenden Veränderungen in Küstenökosystemen - z.B. durch Stoffeinträge aus der Landwirtschaft oder die anthropogene Überprägung durch Infrastrukturmaßnahmen - zu verstehen und sie effektiv zu gestalten und zu begrenzen, sind umfangreiche Kenntnisse und Informationen für Entscheidungsträger von großer Bedeutung. In diesem Kontext ist das Konzept der Ökosystemleistungen in den vergangenen Jahren konstruktiv in der Umweltforschung entwickelt worden

(z.B. SEPPELT et al. 2011; GRUNEWALD & BASTIAN 2013) und findet zunehmend Kenntnis und Anwendung in Politik und Praxis (ALBERT et al. 2014a, b).

Ökosystemleistungen (engl. *ecosystem services*) werden generell als die Beiträge von Ökosystemstrukturen und –funktionen für das menschliche Wohlergehen definiert (BURKHARD et al. 2012). Dabei steht das gesellschaftliche Wohlergehen als Zielgröße im Mittelpunkt dieses anthropozentrischen Konzepts. Die ökologische Integrität beschreibt in diesem Zusammenhang die natürlichen, ökosystemaren Grundvoraussetzungen, die erfüllt sein müssen, damit Ökosystemleistungen erbracht und genutzt werden können (MÜLLER 2005; HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2010; KANDZIORA et al. 2013a).

Ökosystemleistungen werden heute allgemein in drei Kategorien unterteilt: Regulierungsleistungen, Versorgungsleistungen sowie kulturelle Leistungen (vgl. Tabelle 1). Zu den Regulierungsleistungen zählt die ökosystemare Organisation von natürlichen Wechselwirkungen und Prozessen im Hinblick auf eine Förderung menschlicher Wohlfahrtskriterien. So können Ökosysteme durch die Fixierung von CO<sub>2</sub> zur Regulierung des globalen Klimas beitragen, sie können Wind-, Wasser- oder Temperaturwirkungen abpuffern (lokale Klimaregulierung) oder durch nasse und trockene Depositionsmechanismen Luftschadstoffe binden (Luftqualitätsregulierung). Die Speicher-, Filter- und Puffermechanismen des Bodens, der Sedimente und der Vegetation können zur Wasserreinigung und zur Nährstoffregulierung beitragen und die Topographie sowie die Vegetationsstruktur beeinflussen den Verlust von Oberböden durch Erosionsprozesse. Schließlich bieten naturnahe Ökosysteme Schutz gegenüber Hochwasserereignissen, biozönotische Wechselwirkungen können die Schädlingsregulierung fördern und viele stoffliche Prozesse sind an der Dekomposition und Fixierung von organischen Abfallstoffen beteiligt.

**Tab. 1:** Übersicht der einzelnen Ökosystemleistungen (aus KANDZIORA et al. 2013a)

<b>Regulierungsleistungen</b>	<b>Versorgungsleistungen</b>	<b>Kulturelle Leistungen</b>
Globale Klimaregulierung	Feldfrüchte	Tourismus & Naherholung
Lokale Klimaregulierung	Biomasse zur Energiegewinnung	Landschaftsästhetik & Inspiration
Luftqualitätsregulierung	Futtermittel	Wissenssysteme
Wasserflussregulierung	Tierhaltung	Religiöse & spirituelle Erlebnisse
Wasserreinigung	Fasern	Kulturelles Erbe & kulturelle Diversität
Nährstoffregulierung	Holz	Naturerbe & Biodiversität
Erosionsregulierung	Holzbrennstoff	
Naturkatastrophenregulierung	Fisch, Meeresfrüchte, Algen	
Bestäubung	Aquakultur	
Krankheits- und Schädlingsregulierung	Wildprodukte	
Abfallregulierung	Biochemikalien & Medizin	
	Frischwasser	
	Mineralien	
	Abiotische Energieressourcen	

Die Versorgungsleistungen sind die am schnellsten greifbaren Ökosystemleistungen, aus denen Menschen direkt und nahezu unmittelbar Nutzen ziehen können. Tierische und pflanzliche Nahrungsmittel, Biomasse zur Energiegewinnung, Holz und andere natürliche Materialien und biochemische Produkte zählen ebenso wie die Brauch- und Trinkwasserversorgung in diese Kategorie (vgl. Tabelle 1).

Die kulturellen Leistungen beschreiben die nicht-materiellen Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, die sehr individuell erlebt und bewertet werden können. Diese Leistungen tragen auch zur Erholung sowie zur mentalen und physischen Gesundheit bei. Das Sammeln von Erfahrungen aus der Umweltbildung, ästhetische Inspiration oder spirituelle Erfahrungen zählen genauso wie kulturelles Erbe (bezogen auf die Beiträge von Ökosystemen) und Naturerbe dazu (vgl. Tabelle 1).

Die dargelegten Leistungen werden von allen Ökosystemen – von terrestrischen wie aquatischen Lebensgemeinschaften - in unterschiedlichen Ausmaßen erbracht. Die Ermittlung der bereitgestellten Ökosystemleistungen und die hieraus folgende Bewertung (biophysikalisch, ökonomisch) dieser vielfältigen Ökosystemtypen stellt einen Schwerpunkt aktueller Forschungs- und Anwendungsprojekte dar (z.B. TEEB 2010; UK NEA 2011). Dabei werden in sehr unterschiedlicher Weise zum Teil einzelne Ökosystemleistungen, zum Teil aber auch umfassende Ökosystemleistungsbündel (engl. *ecosystem service bundles*) analysiert. Aufgrund der unterschiedlichen Informations- und Datenlage unterscheiden sich die Ansätze stark in Bezug auf die Präzision und Detailliertheit der Aussagen, im Hinblick auf die untersuchten Raum- und Zeitskalen sowie in deren Anwendbarkeit. Um planungsrelevante Informationen zu liefern, müssen einerseits auch Planungsräume bearbeitet werden (die nicht nur einzelne Ökosysteme beinhalten), andererseits müssen möglichst viele Leistungen erfasst werden, weil erst dann die notwendigen Informationen für landschaftsrelevante Entscheidungsverfahren vorgelegt werden können (z.B. Interaktionen von Ökosystemleistungen: KANDZIORA et al. 2013a; Planungsbeispiele: GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Viele dieser Anforderungen sowie erste internationale Ansätze und Beispiele werden in den Berichten größerer Projekte diskutiert (z.B. MA 2005; TEEB 2010; UK NEA 2011), wobei ein Großteil der Erkenntnisse aus dem terrestrischen Umfeld stammt. Erst in jüngster Zeit sind in der Literatur Betrachtungen zu den Ökosystemleistungen in Küstenregionen zu finden, bei denen sehr unterschiedliche Ökosystemtypen integrativ mit Hilfe verschiedener methodischer Ansätze analysiert werden müssen (z.B. GARCIA & COCHRANE 2005; MARTÍNEZ et al. 2007; BARBIER et al. 2011; UNEP-WCMC 2011; KLAIN et al. 2012; BASSET et al 2013; LIQUETE et al. 2013; LOPES & VIDEIRA 2013;).

Bevor eine biophysikalische oder ökonomische Bewertung von erbrachten Ökosystemleistungen erfolgen kann, muss zunächst aufgezeigt werden, welche Leistungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet vorhanden sind und welche Besonderheiten dort vorliegen. Dieser erste Schritt zur Abschätzung der Ökosystemleistungen führt zu einer Listung von Ökosystemleistungspotenzialen (engl. *ecosystem service potentials*), die alle möglichen Ökosystemleistungen kennzeichnen, auch wenn diese aktuell nicht genutzt bzw. nachgefragt werden. Als Ökosystemleistungsflüsse (engl. *ecosystem service flows*) werden die über einen definierten Zeitraum tatsächlich genutzten Ökosystemleistungen beschrieben (BURKHARD et al. 2014). Hierbei wurde der Begriff aus der Ökonomie entlehnt und muss in abstrakterer Form verstanden werden, da nicht unbedingt eine räumliche Veränderung einer Ökosystemleistung stattfinden muss. Zwischen den Potenzialen

und Flüssen können große Unterschiede innerhalb eines Gebiets bestehen, die sich beispielsweise aus unterschiedlicher Nachfrage nach Versorgungsleistungen, aber auch aus Nutzungseinschränkungen (z.B. innerhalb von Schutzgebieten) ergeben.

Im Rahmen des Verbundvorhabens BACOSA (BALTic COastal System Analysis and status evaluation)<sup>1</sup> sollen die Ökosystemleistungen im terrestrischen und aquatischen Bereich der Darß-Zingster Boddenkette abgeschätzt und monetär bewertet werden. Das dabei erarbeitete Bewertungssystem soll Möglichkeiten zur Abschätzung der Einflüsse von Managementmaßnahmen auf Ökosystemleistungen liefern, die z.B. für Maßnahmenplanungen verwendet werden können.

Die Ziele des hier beschriebenen BACOSA-Teilprojekts sollen mit Hilfe von drei Fragestellungen im folgenden Text erörtert werden:

- Wie können die Ökosystemleistungen im Untersuchungsgebiet qualitativ und quantitativ abgeschätzt werden?
- Welche Ökosystemleistungen sind von besonderer Relevanz für die Darß-Zingster Boddenkette?
- Welche Daten stehen für die Erstellung eines Mengengerüsts zur Verfügung?

Ausgewählte Zwischenergebnisse geben einen Einblick in die methodische Vielfalt. Weiterhin werden in der anschließenden Diskussion methodische Unsicherheiten, aber auch die folgenden Schritte zur Quantifizierung und monetären Bewertung der relevanten Ökosystemleistungen im Untersuchungsgebiet aufgezeigt.

## 2 Das Untersuchungsgebiet

Terrestrische und aquatische Systeme stellen unterschiedliche Ökosystemleistungen bereit, die jedoch durch Wasser- und Stoffflüsse eng gekoppelt sein können (z.B. Nährstoffaustrag aus terrestrischen Systemen, Nährstoffregulierung im aquatischen System). Somit ist die Betrachtung von Wassereinzugsgebieten für eine physisch basierte Anwendung des Konzepts oftmals dienlich. Für die initiale, qualitative Abschätzung der Ökosystemleistungen in der Darß-Zingster-Boddenkette wurde daher das Einzugsgebiet der Recknitz und Barthe sowie weiterer kleiner Vorfluter verwendet (hier definiert als Gesamtgebiet, vgl. Abbildung 1). Für quantitative Untersuchungen von Ökosystemleistungen auf dem Landschaftsniveau sind allerdings öffentliche Daten zur Landnutzung, zur staatlichen Förderung bestimmter Bewirtschaftungsweisen, zum Tourismus oder zur Bilanzierung land- und forstwirtschaftlicher Erträge von Bedeutung. Diese offiziellen Daten und Zahlen liegen aber meist nur auf administrativen Ebenen vor (z.B. Kreise, Ämter, Gemeinden). Deshalb wurde der Analyseraum für die Quantifizierung der relevanten Ökosystemleistungen auf die an die Bodden angrenzenden Gemeinden begrenzt (hier definiert als Quantifizierungsgebiet, vgl. Abbildung 1).

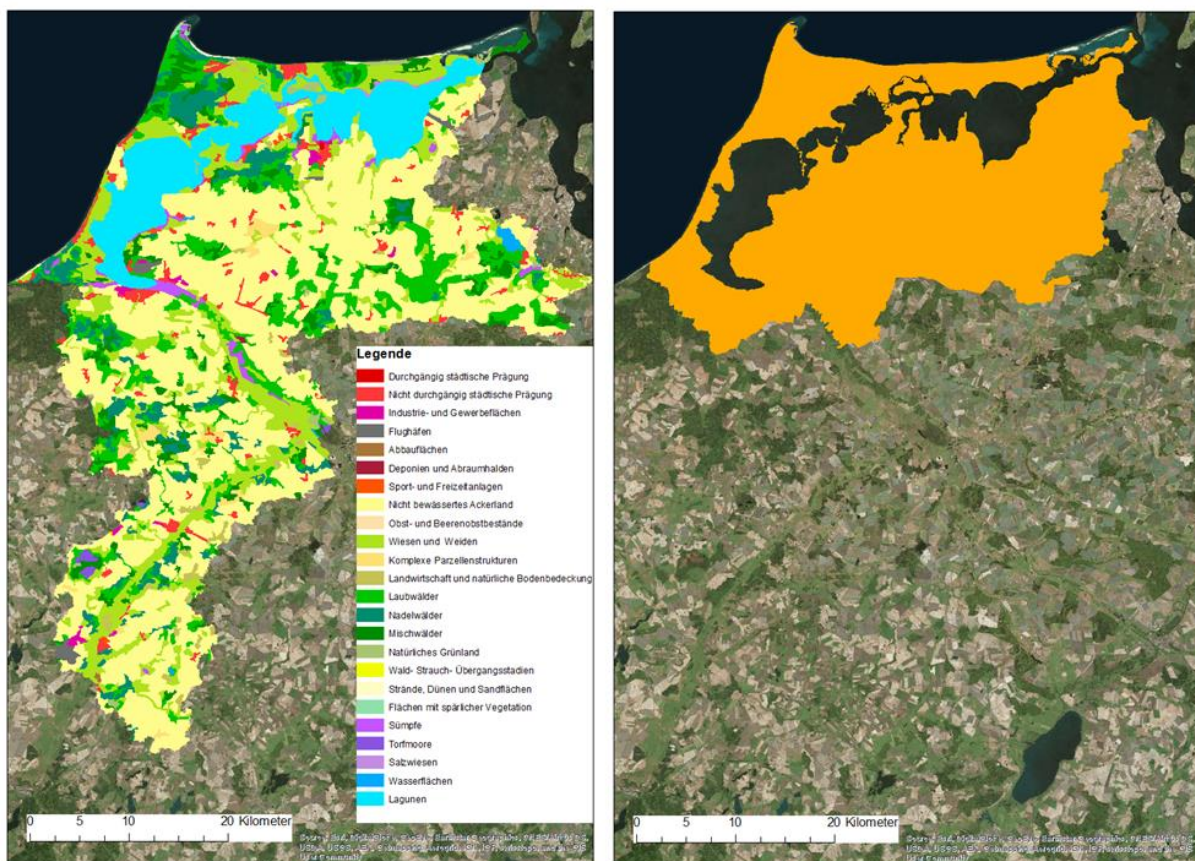
Die heutige Landschaft im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette kann durch ein Wechselspiel von unterschiedlichen Landbedeckungen und Landnutzungen charakterisiert werden. Dies ist in Abbildung 1 auf Basis des CORINE Land Cover Datensatzes (Coordination of Information on the Environment) der Europäischen Union für 2006 dargestellt. Dabei nehmen die landwirtschaftlichen Flächen (Acker- und

---

<sup>1</sup> <http://www.oekologie.uni-rostock.de/forschung/bacosa/>

Grünland; 1110 km<sup>2</sup>) den größten Teil ein. Bei den Waldflächen dominieren die Laubwälder (208 km<sup>2</sup>), während 92 km<sup>2</sup> Nadelwald und 84 km<sup>2</sup> Mischwald ausmachen. Die Wasserflächen (ohne Ostsee) im Untersuchungsgebiet belaufen sich auf 197 km<sup>2</sup>, wobei die Boddenkette selbst den größten Anteil beiträgt. Siedlungsflächen sind im gesamten Gebiet verstreut und weisen eine Fläche von insgesamt 66 km<sup>2</sup> auf. Aus den naturräumlichen Gegebenheiten haben sich unterschiedliche Nutzungsformen ergeben. Im Bereich südlich der Boddenkette dominieren die Acker- und Grünlandanteile, während auf der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst Grünland und Wälder die Hauptnutzungsarten darstellen.

Von großer Bedeutung sind die küstennahen Schutzgebiete, die sich insbesondere auf das Areal des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft beziehen. In Bezug auf die Ökosystemleistungsabschätzung ergeben sich daraus Besonderheiten, die in der Bewertung berücksichtigt werden müssen.



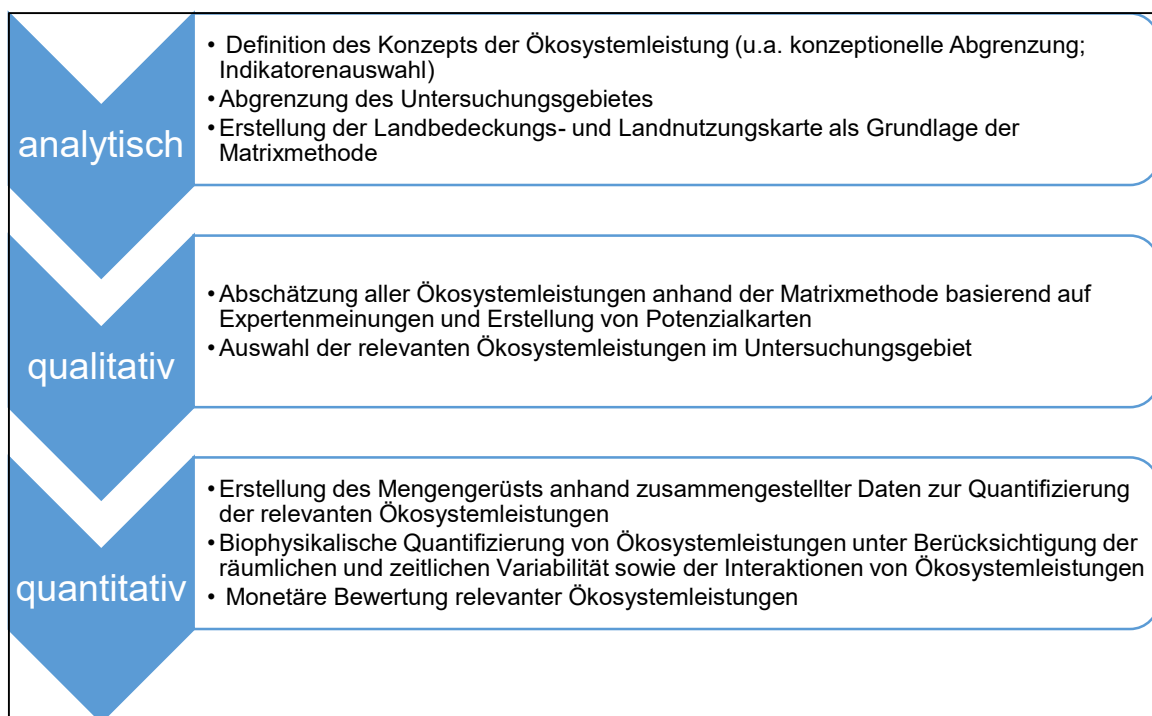
**Abb. 1:** CORINE-Landbedeckungsklassen im Gesamtgebiet im Jahr 2006 (links); Quantifizierungsgebiet (rechts)

### 3 Methodik

Die methodische Erarbeitung der Ökosystemleistungsbewertung in der Darß-Zingster Boddenkette gliedert sich in die drei Arbeitspakete: analytische Grundlegung, qualitative Analyse im Gesamtgebiet sowie die quantitativen und ökonomischen Ökosystemleistungsbewertung im sogenannten Quantifizierungsgebiet (vgl. Abbildung

1). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass mit steigendem Detaillierungsgrad der Bewertungsmethode auch die Aufwendungen sowie die erforderlichen Informations- und Datenmengen zunehmen. Umfangreiche räumlich-explizite Quantifizierungen und Bewertungen von Ökosystemleistungen sind in der Regel schwierig für alle Ökosystemleistungen in einem Gebiet durchzuführen. Auch unterscheiden sich die Methoden zur Quantifizierung stark (z.B. Modellierung von Regulierungsleistungen, eigene Datenerhebung sowie Befragungen von Interessensvertretern). Um für ein großes Untersuchungsgebiet ausreichende Kenntnisse zu erlangen, besteht daher die Möglichkeit qualitative als auch quantitative Methoden zu verknüpfen.

Abbildung 2 zeigt die einzelnen Arbeitsschritte der drei Arbeitspakete zur Bewertung der Ökosystemleistungen im BACOSA-Vorhaben. Hierbei erfolgen zunächst die analytischen und konzeptionellen Schritte. Die Definition des Untersuchungsgebietes ist von großer Bedeutung, da Ökosystemleistungen untereinander in starker Interaktion und wechselseitiger Beeinflussung stehen (KANDZIORA et al. 2013a). Somit ist die Bearbeitung eines hydrologischen Einzugsgebietes bzw. die Berücksichtigung der Kopplung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen empfehlenswert. Aus den Ergebnissen der qualitativen Abschätzung ergeben sich die konkreten Arbeitsschritte für die Quantifizierung sowie die abschließende Bewertung der Ökosystemleistungen in der Darß-Zingster Boddenkette.



**Abb. 2:** Konzept und Arbeitsschritte zur qualitativen Charakterisierung, Quantifizierung und zur Bewertung von Ökosystemleistungen in der Darß-Zingster Boddenkette

### 3.1 Qualitative Analysen

In jüngster Zeit hat sich die Verwendung von Landbedeckungs- und -nutzungsdaten als eine konstruktive und schnelle Methode zur Abschätzung und

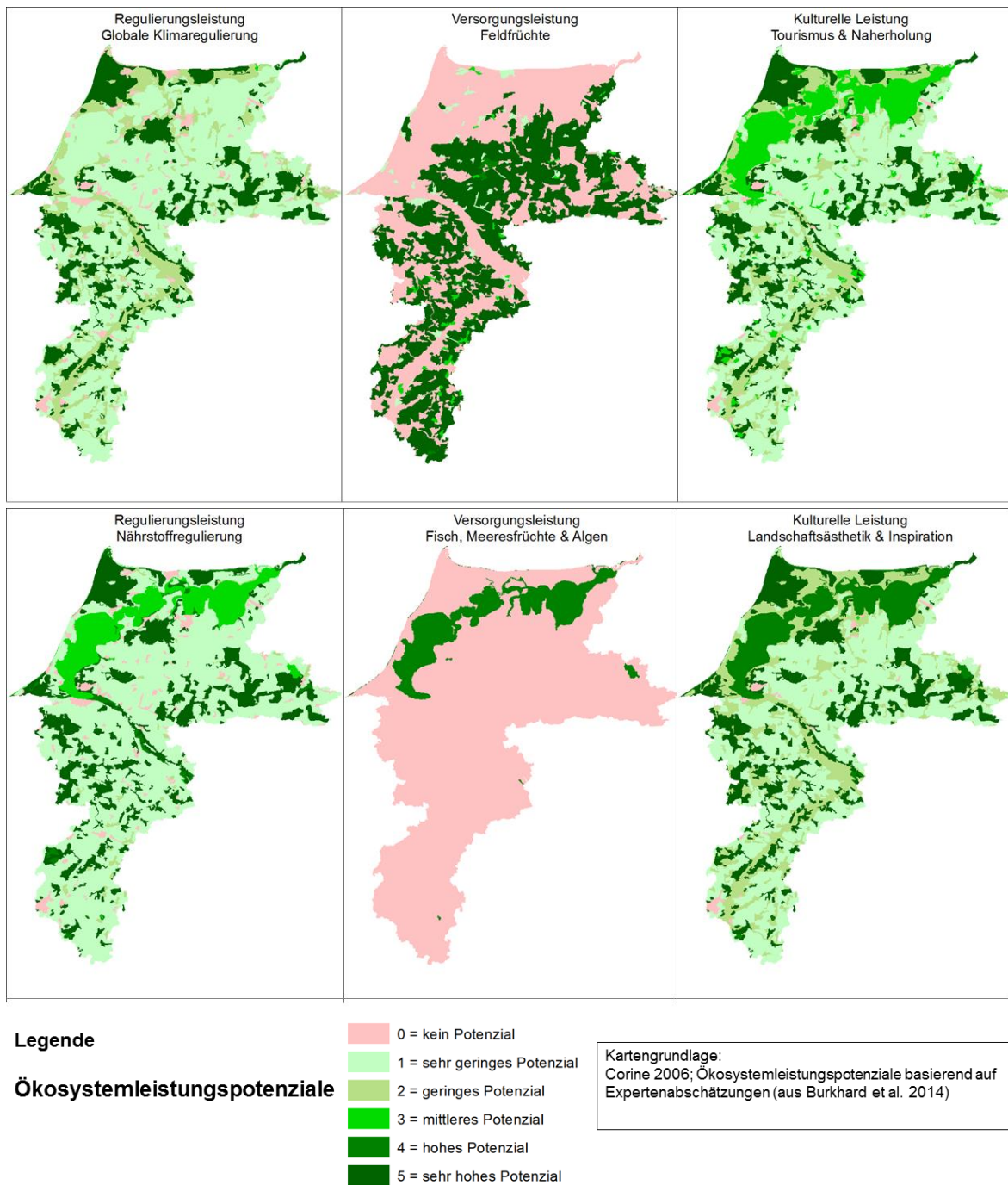
Darstellung von Ökosystemleistungen erwiesen (z.B. DE GROOT et al. 2010; KOSCHKE et al. 2012; KANDZIORA et al. 2013b; BURKHARD et al. 2014). Hierbei besteht die Annahme, dass unterschiedliche Landbedeckungen und -nutzungen verschiedene und charakteristische Bündel von Ökosystemleistungen bereitstellen. Beispielsweise werden auf landwirtschaftlichen Flächen hauptsächlich Versorgungsleistungen wie Feldfrüchte und Futtermittel produziert; aus Forsten werden Brenn- und Bauholz entnommen sowie aus aquatischen Systemen Fisch, Meeresfrüchte und Algen. Als Grundlage einer ersten Einschätzung der Bereitstellung von Ökosystemleistungen werden bei der sogenannten Matrix-Methode (Details bei BURKHARD & MÜLLER 2013; BURKHARD et al. 2014) Landbedeckungs- und -nutzungsdaten als Ausgangsgrößen einer Bewertungsmatrix im Hinblick auf ihre Ökosystemleistungspotenziale abgeschätzt (Abbildung 3). Dabei werden auf der Y-Achse Landbedeckungs- und -nutzungsklassen gelistet, während die einzelnen Ökosystemleistungen auf der X-Achse abgetragen werden. An den jeweiligen Schnittstellen ergibt sich die Notwendigkeit jede Ökosystemleistung für jede vorhandene Landbedeckungs- und -nutzungsklasse zu bewerten. Aufgrund der Vielzahl dieser Schnittpunkte wird zunächst mit einer ersten groben Abschätzung (beispielsweise anhand von Expertenabschätzungen) begonnen. Hierbei wird folgend der Methodik aus BURKHARD et al. (2014) und BURKHARD & MÜLLER (2013), eine relative Skala zwischen den Werten 0 und 5 angewendet: 0 bedeutet, dass keine Bereitstellung der jeweiligen Ökosystemleistung in dieser Landbedeckungs- und -nutzungsklasse anzufinden ist, während für die Werte 1-5 eine graduelle Steigerung der Bereitstellung bis zu sehr hohen Potenzialen (5) definiert wird. Diese 0-5-Werte werden in die Matrix eingetragen.

Als Datengrundlage für die räumliche Anwendung der Matrix-Methode dienen im BACOSA-Vorhaben die Landbedeckungsdaten des CORINE Land Cover-Programms. Dieser Datensatz liegt zurzeit EU-weit für 1990, 2000, 2006 vor und ermöglicht die einheitliche Abschätzung und Vergleichbarkeit von Untersuchungsgebieten auf der Basis einer einheitlichen Datengrundlage. Anwendungsbeispiele der Matrix-Methode finden sich u.a. in KANDZIORA et al. (2013b); KROLL et al. (2012) oder NEDKOV & BURKHARD (2012). In Abbildung 3 sind die 24 im Gesamtgebiet vorkommenden Landbedeckungs- und Landnutzungsklassen (ohne Ostsee) mit den Expertenabschätzungen (hier bestehend aus Wissenschaftlern) für diese Klassen aus BURKHARD et al. (2014) dargestellt.

Im nächsten Arbeitsschritt erfolgt die räumliche Darstellung der 0-5-Werte für das Untersuchungsgebiet mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). Dabei werden die räumlichen Daten der Landbedeckung und -nutzung mit den 0-5-Werten verknüpft und in Form von Karten dargestellt (Abbildung 4). Somit kann für jede Ökosystemleistung eine Karte erzeugt werden, die sowohl die räumliche Verteilung, als auch die Intensität der Bereitstellung durch die relative graduelle Skala abbildet. Diese Informationen erweisen sich als besonders vorteilhaft für die Kommunikation der Ergebnisse mit unterschiedlichen Interessensvertretern.

CORINE Landbedeckungsklassen	Regulierungsleistungen										Versorgungsleistungen										Kulturelle Leistungen										
	Globale Klimaregulierung	Lokale Klimaregulierung	Luftqualitätsregulierung	Wasserflussregulierung	Wasserreinigung	Nährstoffregulierung	Erosionsregulierung	Naturkatastrophenregulierung	Bestäubung	Krankheits- und Schädlingsregulierung	Abfallregulierung	Feldfrüchte	Biomasse zur Energiegewinnung	Futtermittel	Tierhaltung	Fasern	Holz	Holzbrennstoff	Fisch, Meeresfrüchte, Algen	Aquakultur	Wildprodukte	Biochemikalien & Medizin	Frischwasser	Mineralien	Abiotische Energieressourcen	Tourismus & Naherholung	Landschaftsästhetik & Inspiration	Wissenssysteme	Religiöse & spirituelle Erlebnisse	Kulturelles Erbe & kulturelle Diversität	Naturerbe & Biodiversität
Durchgängig städtische Prägung	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	3	2	2	1	0
Nicht durchgängig städtische Prägung	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2	2	2	2	0
Industrie/Gewerbeflächen	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0
Flughäfen	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abbauflächen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0	0	2	0	1	0
Deponien, Abraumhalden	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sport/Freizeitflächen	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	1	0
Nicht bewässertes Ackerland	1	2	1	2	0	1	0	1	1	2	2	5	0	5	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	2	1	1	2	0	3	0
Obst/Beerenobstbestände	2	2	2	2	1	2	2	2	5	3	2	4	1	0	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	3	2	2	0	4	1
Wiesen und Weiden	2	1	0	1	0	1	1	1	0	2	4	0	1	5	5	0	0	0	0	2	0	0	0	5	2	2	2	0	3	1	
Komplexe Parzellenstruktur	1	2	1	1	0	1	1	1	2	3	2	4	2	1	4	0	1	0	0	1	2	0	0	1	2	2	2	0	3	0	
Landwirtschaft und natürl. Bodenbedeckung	2	3	2	2	2	2	2	1	2	3	2	3	3	2	2	4	1	1	0	0	2	1	0	0	1	2	2	3	1	3	3
Laubwälder	5	5	5	3	5	5	5	4	4	4	4	0	1	1	0	1	5	5	0	0	5	3	0	0	0	5	5	5	3	4	5
Nadelwälder	5	5	5	3	5	5	5	4	4	4	4	0	1	1	0	1	5	5	0	0	5	3	0	0	0	5	5	5	3	4	4
Mischwälder	5	5	5	3	5	5	5	4	4	5	5	0	1	1	0	2	5	5	0	0	5	3	0	0	0	5	5	5	3	4	5
Natürliches Grünland	5	2	0	1	3	4	5	1	1	1	2	0	1	2	3	0	0	0	0	0	5	1	0	0	2	3	4	5	1	3	3
Wald/Strauch Übergangsstadien	2	2	1	1	1	2	1	1	2	2	3	0	2	1	1	1	1	2	0	0	1	1	0	0	1	2	3	4	1	2	2
Strände, Dünen, Sandflächen	0	0	0	1	1	1	0	5	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	5	4	4	1	3	2
Flächen mit spärlicher Vegetation	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	1	3	0	2	1
Sümpfe	2	2	0	3	2	4	1	4	1	2	3	0	0	4	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	3	0	2	2
Torfmoore	5	4	0	4	4	4	2	3	2	3	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	3	2	3	0	2	4
Salzwiesen	1	1	0	1	1	2	1	4	1	2	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	2	3	0	2	2
Wasserflächen	1	2	0	5	2	3	0	3	0	3	5	0	1	0	0	0	0	4	5	4	0	5	0	1	5	4	4	2	3	3	
Lagunen	1	1	0	4	2	3	0	4	0	3	5	0	1	0	0	0	0	4	5	4	1	0	0	0	3	4	4	0	2	3	

**Abb. 3:** Potenzielle Bereitstellung von Ökosystemleistungen in den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Landbedeckungsklassen für alle in KANDZIORA et al. (2013a) definierten Ökosystemleistungen; die Werte der Expertenabschätzung sind aus BURKHARD et al. (2014)



**Abb. 4:** Übersichtskarten einiger ausgewählter Ökosystemleistungspotenziale auf Grundlage der Matrix-Methode.

Für aquatische Systeme bieten gängige Landbedeckungs- und –nutzungskarten meist nur Angaben zum Gewässertyp. Für eine Ökosystemleistungsbewertung sind jedoch weitere Informationen notwendig (z.B. Tiefenverteilung, Sedimentcharakteristika, Makrophyten- und Fischhabitats, touristische Nutzungen). Diese Informationen müssen anhand entsprechender Daten- und Informationsgrundlagen verschnitten werden, um eine ebenso detaillierte Gewässernutzungskarte als Matrix-Grundlage zu erarbeiten. Dies ist ein nächster Schritt im Rahmen des BACOSA-Vorhabens.

Um die verschiedenen Teilprojekte von BACOSA zu verknüpfen (siehe weitere Beiträge in diesem Band), wurde zur ersten qualitativen Abschätzung der Regulierungsleistungen der Bodden ein Konzeptmodell zu den Phosphatflüssen erstellt (Abbildung 5). Auf dieser Grundlage können einerseits die Stoffpfade verfolgt werden und andererseits können die Funktionen einzelner Systembestandteile differenziert werden. Um die Leistungsfähigkeit des Boddensystems bezüglich der Nährstoffregulierung abzuschätzen gilt es demnach, neben Input- und Output-Daten insbesondere die Kompartimente Schilf, Röhricht und Sediment sowie deren Wechselwirkungen zueinander in Beziehung zu setzen. Zu diesem Zweck wurde eine Korrelationstabelle zur Beschreibung der Funktionen der einzelnen Komponenten aus dem konzeptionellen Modell im Hinblick auf die Eutrophierungsvorgänge entwickelt, die in Analogie zur Abbildung 3 gemeinsam mit anderen Flächeninformationen aus den Gewässern in eine Ökosystemleistungsmatrix einfließen. Hieraus kann mit Hilfe der räumlichen Informationen in einem GIS ein regionalisierendes Bewertungssystem abgeleitet werden.

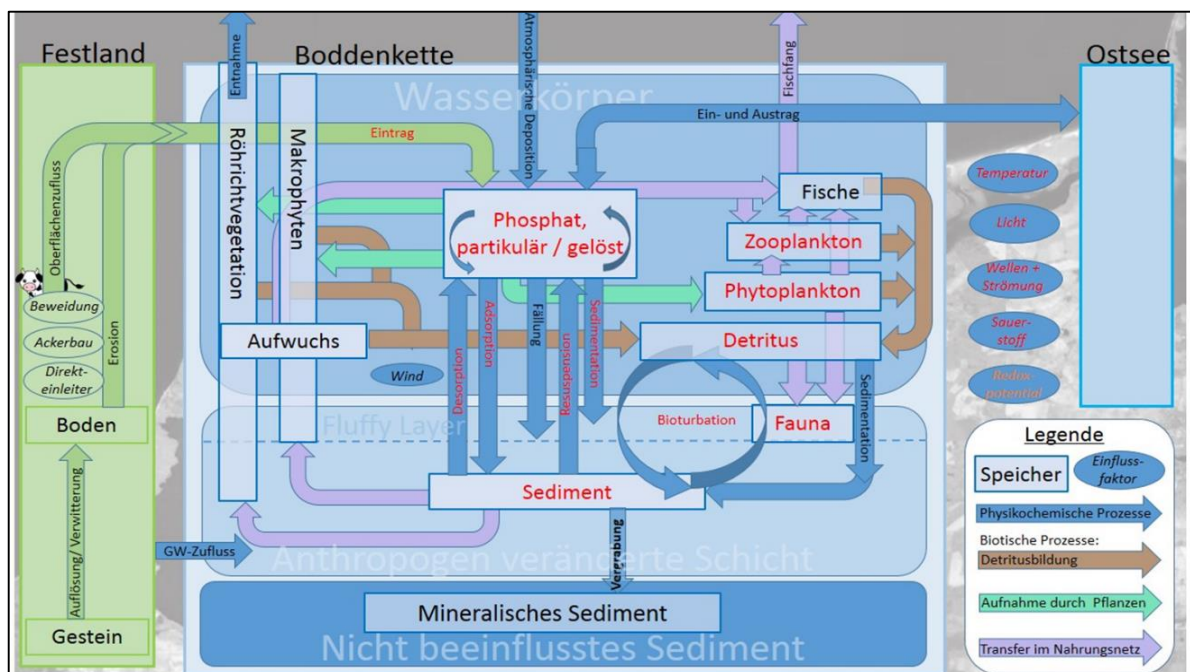


Abb. 5: Flussmodell zum Phosphathaushalt in den Bodden.

### 3.2 Quantitative Analyse

Auf der Basis der qualitativen Abschätzungen erfolgen die nächsten Arbeitsschritte. Zunächst werden aus den allgemein definierten 31 Ökosystemleistungen (Tabelle 1) die für das Untersuchungsgebiet relevantesten Ökosystemleistungen ausgewählt. Weiterhin bieten die qualitativen Darstellungen den Ausgangspunkt für die quantitative Analyse. Dabei werden weniger die Potenziale der Ökosysteme betrachtet (Abbildung 3), sondern vielmehr Bilanzierungen der Ökosystemleistungsflüsse vorgenommen (d.h. tatsächlich genutzte Ökosystemleistungen in einem definierten Zeitraum). Die Ökosystemleistungen mit hoher Relevanz werden dann anhand von Statistiken, Messdaten, Umfragen oder Modellanwendungen quantitativ und physisch bestimmt und in einem „ökologischen

Mengengerüst“ zusammengeführt (vgl. Tabelle 2-4). Anschließend werden durch die Quantifizierungsergebnisse die relativen 0-5-Werte aus der qualitativen Matrix bestätigt oder ggf. korrigiert. Dies geschieht für einen räumlichen und zeitlichen Bezugspunkt, der je nach Forschungsfrage gewählt werden kann.

Die Quantifizierung von Versorgungsleistungen kann in der Regel gut mit vorhandenen statistischen Angaben erfolgen, da es sich bei diesen um greifbare Güter mit ökonomischen Werten handelt, für die traditionelle Märkte bestehen. Daher sind Daten über längere Zeiträume vorhanden, die zur Analyse von Trends und Veränderungen herangezogen werden können. Die priorisierten Versorgungsleistungen aus der Darß-Zingster Boddenkette sind in Tabelle 2 dargestellt. Dieses enthält auch Angaben zu den genutzten Indikatoren und zeigt die Datenquellen für die Quantifizierung.

Die Erfassung der Regulierungsleistungen gestaltet sich meist problematischer als die Quantifizierung der Versorgungsleistungen, weil hier auf die Raten und Outputs ökologischer Prozesse zurückgegriffen werden muss. Auch ist die eindeutige Definition des Beitrags zum menschlichen Wohlergehen sowie die Unterscheidung zwischen potenziellen Ökosystemleistungen und tatsächlich genutzten Leistungen nicht leicht (BURKHARD et al. 2014). Aufgrund der vorhandenen Daten wurden folgende Regulierungsleistungen für die Darß-Zingster Boddenkette ausgewählt (vgl. Tabelle 3): die globale Klimaregulierung bezeichnet die Menge an CO<sub>2</sub>, die aus der Atmosphäre in den Ökosystemen fixiert wird. Hierbei spielen die Phytomassen und die Kohlenstoffspeicher in Böden und Sedimenten eine besondere Rolle. Ihre Kapazitäten können einerseits anhand komplexer regionaler Bilanzierungen, andererseits über die Anwendung von Modellen (z.B. InVEST, vgl. TALLIS & POLASKY 2009) erfasst werden. InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) ist zurzeit das am weitesten fortgeschrittene und anwendungsorientierteste Modellset (17 marine und terrestrische Ökosystemleistungen) zur Quantifizierung, räumlichen Darstellung sowie zur biophysikalischen und optional ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen.

Weitere wichtige Regulierungsleistungen sind die zusammenwirkenden Leistungsklassen der Wasserreinigung, Nährstoffregulierung und der Regulierung von Abfallstoffen und eingetragenen Abwässern. Hier können Bilanzierungen von Nährstofffrachten in Kombination mit einem Vermeidungskostenansatz im Hinblick auf die Zurückhaltung der Nährstoffe in den Bodden zugunsten des Zustands der Ostsee Verwendung finden. Schließlich liegen Abschätzungen zur Erosionsgefährdung und –verminderung durch Wasser in den Einzugsgebieten vor und es besteht die Möglichkeit, Abschätzungen zur Erosion der Sedimente in den Bodden mit einem Modellansatz zu bewerten.

Unter den kulturellen Leistungen spielen Tourismus und Naherholung in der Darß-Zingster Boddenkette eine herausragende Rolle. Hierzu werden nicht nur die gängigen Statistiken verwendet sondern auch Analysen von Befragungen, da einzelne landschaftliche Faktoren unterschiedliche touristische Attraktivität aufweisen (vgl. Tabelle 4).

**Tab. 2:** Mengengerüst der im Untersuchungsgebiet relevanten Versorgungsleistungen

Versorgungsleistungen	Definition nach KANDZIORA et al. 2013a	Quantifizierung/ Indikator (biophysikalisch)	Räumliche Skala	Zeitliche Skala	Datenquelle
<b>Feldfrüchte</b>	Kultivierung essbarer Pflanzen und Ernte dieser Pflanzen von landwirtschaftlichen Flächen und Gärten zur Nutzung für menschliche Ernährung.	Geerntete Feldfrüchte dt/ha*a	Landkreis	Jährliche Werte (2003-2013)	Statistisches Amt MV
<b>Biomasse zur Energiegewinnung</b>	Pflanzen, die zur Energiegewinnung genutzt werden (z.B. Mais).	Geerntete Biomasse zur Energiegewinnung (dt/ha*a)	Landkreis	Jährliche Werte (2003-2013)	Statistisches Amt MV
<b>Viehfutter</b>	Kultivierung und Ernte von Viehfutter.	Geerntete pflanzliche Futtermittel dt/ha*a	Landkreis	Jährliche Werte (2003-2013)	Statistisches Amt MV
<b>Tierhaltung</b>	Haltung und Nutzung von Haustieren für Nahrungsgewinnung und Nutzung weiterer Produkte (z.B. Wolle).	Anzahl Tiere (n/ha*a) Schlachtungen (n/a)	Amt bzw. Landkreis	2007, 2010; Jährliche Werte (2003-2013)	Statistisches Amt MV
<b>Holz</b>	Holz zur Nutzung als Baumaterial.	Geerntetes Holz z.B. in Festmetern (m <sup>3</sup> *a)	Forstrevier	Jährliche Werte; ausgewählte Jahre	Forstämter

**Tab. 3:** Mengengerüst der im Untersuchungsgebiet relevanten Regulierungsleistungen

Regulierungsleistungen	Definition nach KANDZIORA et al. 2013a	Quantifizierung/ Indikator (biophysikalisch)	Räumliche Skala	Methode
<b>Globale Klimaregulierung</b>	Langzeitspeicherung von Treibhausgasen in Ökosystemen.	CO <sub>2</sub> -Menge gespeichert in marinen Systemen/ Vegetation/Böden (t C/ha)	Untersuchungsgebiet	Modellanwendung
<b>Wasserreinigung</b>	Fähigkeit eines Ökosystems, Wasser zu reinigen (z.B. von Sedimenten, Pestiziden oder Krankheitserregern)	Wasserqualitätsindikatoren wie Sedimentfracht ((g/l) ges. gelöste Feststoffe (mg/l)	Bodden	Stoffbilanzen
<b>Nährstoffregulierung</b>	Kapazität eines Ökosystems zur Durchführung des Nährstoffkreislaufs (von z.B. N, P).	Wasserqualitätsindikatoren wie N (mg/l), P (mg/l) Auswaschung von Nährstoffen (kg/ha*a) Vegetationsbedeckung (%)	Bodden / Zuflüsse	Modellanwendung
<b>Erosionsregulierung</b>	Bodenretention und Kapazität, Bodenerosion und Erdrutsche zu vermeiden.	Verlust an Boden-partikeln durch Wind oder Wasser (kg/ha*a) Anhand der Universal Soil Loss Equation (USLE)	Terrestrisch Aquatisch	Terrestrisch: USLE Aquatisch: Erosions-modell

**Tab. 4:** Mengengerüst der im Untersuchungsgebiet relevanten kulturellen Leistungen.

<b>Kulturelle Leistungen</b>	<b>Definition nach KANDZIORA et al. 2013a</b>	<b>Quantifizierung/ Indikator (biophysikalisch)</b>	<b>Räumliche Skala</b>	<b>Zeitliche Skala</b>	<b>Datenquelle</b>
<b>Tourismus/ Naherholung</b>	Sich auf die lokale Umwelt oder Landschaft beziehende Freiluftaktivitäten und Tourismus (einschließlich Sport, Freizeit).	Angebot an Übernachtungsmöglichkeiten Übernachtungszahlen Auslastung der Übernachtungsmöglichkeiten Anzahl und Vielfalt touristischer Aktivitäten Motivation/Beweggründe der Touristen diese Region auszusuchen	Gemeinden Ämter Tourismus-verbände	Jahreswerte Sommer Winter Monate	Touristische Statistiken und Befragungen
<b>Wissenssysteme</b>	Umweltbildung basierend auf Ökosystemen/Landschaften, z.B. während der Schulausbildung; traditionelles Wissen und aus dem Leben in der jeweiligen Landschaft rührende Expertise.	Angebot an Umweltbildungseinrichtungen Besucher- und Nutzerzahlen Erhaltungs- und Produktionskosten	Gemeinden Ämter Schutz-gebiete Nationalpark	Jahreswerte	Befragungen Vorort-Recherche
<b>Kulturelles Erbe und kulturelle Diversität</b>	Wertschätzung der Erhaltung von historisch wichtigen (kulturellen) Landschaften und Formen der Landnutzung (Kulturerbe).	Kosten für die Erhaltung und Entwicklung von schützenswerten Kulturlandschaften	Gemeinden Ämter	Jahreswerte	Behörden
<b>Naturerbe und Biodiversität</b>	Existenzwert von Natur und Arten an sich, über ökonomische oder menschlichen Nutzen hinaus.	Aufgebrachte Kosten zur Erhaltung und Entwicklung der Biodiversität	Gemeinden Ämter Nationalpark	Jahreswerte	Behörden

### **3.3 Ökonomische Bewertungsmethoden**

Für die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen kann auf sehr unterschiedliche Methoden und Kategorien zurückgegriffen werden (vgl. FABER et al. 2002; KROEGER & CASEY 2007; GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2010; GRUNEWALD & BASTIAN 2013). So werden in der Literatur oftmals Marktpreise, aber auch Schadenskosten, Alternativkosten, Wiederherstellungskosten, Anpassungskosten, oder Reparaturkosten genutzt, um Ökosystemleistungen zu quantifizieren. Daneben gibt es die Immobilienpreismethode, die Reisekostenmethode, die Ermittlung von Kosten für Pachten und Lizenzen oder Eintrittspreise. Schließlich werden Zahlungsbereitschaftsanalysen oder Auswahlanalysen durchgeführt und in einigen Fällen wird eine Übertragung durch das sogenannte Benefit-Transfer-Verfahren ausgeführt (z.B. WILSON & HOEHN 2006; LIU et al. 2010). Aus diesen vielen Ansätzen ergibt sich ein relativ heterogenes Bild, und es stellt sich die Frage, ob und wie die Ergebnisse der einzelnen Methoden tatsächlich vergleichbar sind. Aus diesem Grunde wird im Arbeitsschritt der monetären Bewertung im BACOSA-Vorhaben ein einfacher, fallbezogener und transparenter Methodenrahmen verwendet.

Die Ergebnisse aus den Tabellen 2-4 werden mit Hilfe der gelisteten natur- und sozialwissenschaftlichen Verfahren für den Quantifizierungsraum erhoben und dokumentiert. Daraufhin wird die jeweilige Ökosystemleistung mittels unterschiedlichen Verfahren in monetäre Bewertungseinheiten überführt. So können zum Beispiel für die meisten Versorgungsleistungen Marktpreise herangezogen werden, die sich auf die Wertung direkt nach der Entnahme aus den produzierenden Ökosystemen beziehen. Für die tourismusbezogenen Leistungen werden die Zahlungen der Besucher anhand der vorliegenden Statistiken aus den Gemeinden im Untersuchungsraum abgeschätzt, wobei eine Ergänzung dieser Informationen durch den Reisekostenansatz oder durch Befragungen möglich ist. Von großer Bedeutung ist hierbei eine regionale Zuordnung der fließenden Geldbeträge zu den einzelnen Ökosystemtypen, insbesondere zu den Bodden.

Nach Abschluss der ökonomischen Evaluation der einzelnen Ökosystemleistungen ist zu prüfen, in welchem Maße und bis zu welchem Schritt eine Aggregation monetär bewerteter Ökosystemleistungen sinnvoll und vertretbar ist.

## **4 Einige exemplarische Zwischenergebnisse**

Im Folgenden sollen die (Zwischen-)Ergebnisse ausgewählter qualitativer und quantitativer Ökosystemleistungsabschätzungen skizziert werden.

### **4.1 Qualitative Ergebnisse**

Die Ökosystemleistungskarten in Abbildung 4 stammen aus der qualitativen Abschätzung der Ökosystemleistungspotenziale mit Hilfe der Matrix-Methode (Abbildung 3). Dabei werden einige Charakteristika des Gesamttraums deutlich. Zum Beispiel ist gut zu erkennen, dass Wälder für die Regulierungsleistungen eine besonders wichtige Rolle spielen. In Bezug auf die geernteten Feldfrüchte wird kein relevanter Ackerbau auf der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst durchgeführt, so dass

eine Konzentration dieser Versorgungsleistung mehr im südlichen Bereich des Gesamttraums zu verzeichnen ist.

Den Gewässern wird bei der Nährstoffregulierung ein mittleres Potenzial zugesprochen. Dies muss in weiteren Untersuchungen überprüft werden, denn man könnte die stark eutrophen Gewässer auch als ein stoffliches ‚Schutzschild‘ für die Ostsee empfinden, mit dem große Nährstofffrachten in das Meer abgepuffert werden. Die qualitative Abschätzung der kulturellen Leistungen führt zu hohen Potenzialen in Wäldern und den terrestrisch-aquatisch Grenzbereichen. Hingegen sind diese bei intensiver Agrarnutzung und in Siedlungsbereichen gering.

## **4.2 Quantitative Zwischenergebnisse**

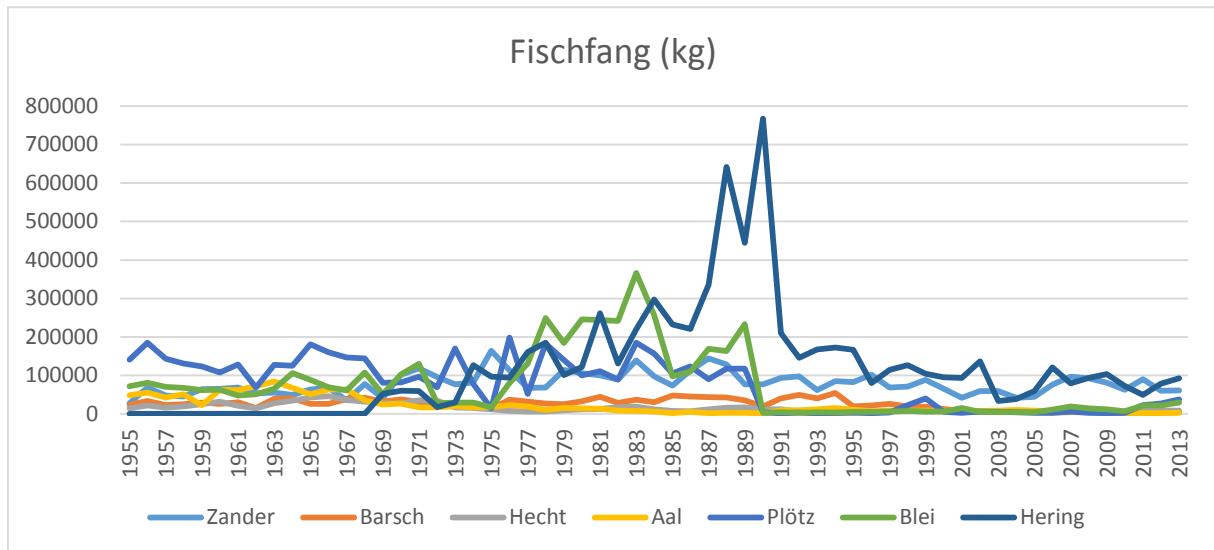
Bedingt durch die unterschiedlichen methodischen Ansätze ergeben sich relativ schnell Zwischenergebnisse für die Ökosystemleistungen, die anhand von vorhandenen statistischen Daten ermittelt werden können. Für die Regulierungsleistungen sind durch die andauernde Datenaufnahme im Gelände sowie durch die ausstehende Modellierung, noch keine ausreichenden Ergebnisse vorhanden. Im Folgenden werden beispielhaft Zwischenergebnisse der Quantifizierung dargestellt.

Die Fischerei ist eine wichtige Versorgungsleistung aquatischer Ökosysteme und das Gebiet der Darß-Zingster Boddenkette ist seit langer Zeit aufgrund der hohen Produktivität und der vielseitigen Artenzusammensetzung ein traditionelles Zentrum der Fischerei (WINKLER 2001). Dabei wurden früher andere Fangmethoden angewendet, während heutzutage allein Reusen und Stellnetze für die kommerzielle Fischerei genutzt werden. Der Einfluss der Marktwirtschaft bedingt einen Rückgang der Fänge seit den 1990er Jahren. Die anthropogenen Veränderungen der Gewässer (u.a. hohe Nährstofflast, Begradigung der Süßwasserzuflüsse) führen zu Veränderungen der Reproduktionsbedingungen der einzelnen Fischarten. Damit sind beispielsweise der Rückgang der Hechtbestände sowie der Anstieg der Zanderpopulation zu begründen. Langfristige Trends sind in Abbildung 6 zu erkennen. Der Rückgang der Aalfänge ist auf das Ausbleiben des natürlichen Aalnachwuchses zurückzuführen, der Rückgang von Plötz- und Bleifängen auf die veränderte Nachfrage. Die marinen Arten des Gesamtfangs werden fast ausschließlich in den östlichen Bodden gefangen, wobei die Heringsfänge den größten Anteil ausmachen. Tabelle 5 zeigt die hohe zeitliche Variabilität der Fangmengen einzelner Fischarten.

Die Quantifizierung der weiteren Versorgungsleistungen im terrestrischen Bereich kann, beispielsweise für die Viehbestände, ebenfalls anhand statistischer Angaben erfolgen. Dabei werden aber nicht alle Nutztierarten erfasst. Tabelle 6 zeigt, dass die jeweiligen Ämter im Landkreis Vorpommern-Rügen sehr unterschiedliche Viehbestände aufweisen, wobei jedoch die Rinder dominieren.

**Tab. 5:** Fangstatistik der kleinen Hochsee- und Küstenfischerei in der Darß-Zingster Boddenkette (in kg) (Quelle: LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, LEBENSMITTELSICHERHEIT UND FISCHEREI MV 2014).

<b>Art</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>
<b>Hering</b>	59040	120508	79529	93259	103364	72437	49131	78635	92879
<b>Sprott</b>	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Dorsch/Kabeljau</b>	281	2749	1478	1609	223	310	112	175	44
<b>Wittling</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Seelachs</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Scholle</b>	7	0	100	0	0	350	0	0	8
<b>Kliesche</b>	15	0	0	5	0	20	0	0	30
<b>Flunder</b>	6424	5137	8267	6680	5245	12499	1582	2435	1700
<b>Steinbutt</b>	5	80	0	8	8	0	0	0	0
<b>Lachs</b>	22	22	29	215	118	17	82	158	174
<b>Meerforelle</b>	43	0	206	76	35	35	0	175	12
<b>Hornhecht</b>	739	850	1255	137	1243	14	0	0	80
<b>Schnäpel</b>	195	260	175	78	70	37	10	58	38
<b>Aal</b>	8626	7578	6055	4185	4775	2794	1368	1685	2288
<b>Zander</b>	44095	75404	96841	92695	80522	62897	90021	59786	60621
<b>Barsch</b>	4067	3059	4059	4320	2873	1976	2913	3585	4286
<b>Hecht</b>	5205	6333	6770	9227	4989	4609	8414	8373	8383
<b>Blei</b>	4486	10825	19601	13968	11529	6518	21798	21490	28962
<b>Plötze</b>	2393	2288	6305	2232	2039	2378	22198	26293	37637
<b>Sonstige</b>	537	434	0	181	353	572	620	139	304
<b>Gesamt</b>	<b>136182</b>	<b>235527</b>	<b>230670</b>	<b>228875</b>	<b>217386</b>	<b>167463</b>	<b>198249</b>	<b>202987</b>	<b>237446</b>



**Abb. 6:** Entwicklung der Fangmengen der Fischer in den Bodden in kg gegliedert nach Fischarten (1955-2006) (Quelle: frdl. Mitt. H. WINKLER 2014; sowie nach Fangstatistik LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, LEBENSMITTELSICHERHEIT UND FISCHEREI MECKLENBURG-VORPOMMERN 2014)

Für die kulturellen Leistungen ergeben sich folgende Zwischenergebnisse. Die Tourismusbranche zählt zu den stark wachsenden Wirtschaftszweigen und bildet neben der Landwirtschaft die Haupteinkommensquelle im Untersuchungsgebiet. Dabei wird eine Vielzahl an unterschiedlichen touristischen Angeboten und Konzepten dargeboten. Insbesondere die unmittelbaren Küstengebiete gelten als attraktive Ziele für Naherholung und Tourismus. Dabei spielen unterschiedliche Faktoren, wie das Naturerleben durch die Küstendynamik, aber auch die Möglichkeit zur Nutzung anderer angebotener Aktivitäten und Besonderheiten der Region eine Rolle (vgl. Tabelle 7).

Wichtige Faktoren für den Tourismus im Sommer ergeben sich aus der guten Badewasserqualität der Ostsee (15 Messpunkte entlang der Ostseeküste des Untersuchungsgebietes sowie 5 Messpunkte im Bereich der Bodden (<http://www.badewasser-mv.de/>)). Die Bodden zeigen zwar eine schnellere Erwärmung und einen seichten Anstieg der Wassertiefe, sie werden aber vergleichsweise wenig genutzt. Hinzu kommen der teilweise schwierige Zugang und die Beschränkung der Nutzungen auf ausgewiesene Gebiete, die außerhalb des Nationalparks liegen.

Das Angebot an Beherbergungen schwankt stark im Untersuchungsgebiet. Im südlichen Boddenhinterland nimmt die touristische Attraktivität ab; dies wird beispielsweise an der geringeren Anzahl an Unterkünften deutlich. Für das Amt Darß-Fischland sind die Gemeinden Prerow und Zingst mit der höchsten Anzahl an Betrieben zu nennen (Tabelle 8). In Born a. Darß, Wieck a. Darß sowie Wustrow dominieren Ferienunterkünfte, Camping und sonstige Unterkünfte, während in den anderen Orten auch Hotels, Gasthöfe und Pensionen eine Rolle spielen. Die Anzahl der Betriebe, Schlafgelegenheiten und Ankünfte hat in den vergangenen Jahren zugenommen. Die Auslastung schwankt dabei jahreszeitlich, ist jedoch geringer als die Kapazität und gibt Möglichkeiten für zukünftige Entwicklungen.

**Tab. 6:** Viehbestände am 03.05.207 und 03.05.2010; - = nicht vorhanden; . = Zahlenwert unbekannt oder geheim zu halten (Quelle: STATISTISCHES AMT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2014)

Region	Viehbestand am 3.5.2010				Viehbestand am 3.5.2007			
	Rinder		Schweine	Schafe	Rinder		Schweine	Schafe
	insgesamt	darunter			insgesamt	darunter		
		Milchkühe	Milchkühe					
1	2	3	4	1	2	3	4	
Zingst	.	.	.	.	.	.	.	.
Amt Altenpleen	4770	1962	2879	6	4353	1683	2509	461
Amt Barth	4695	2103	1283	391	5934	2998	1554	1525
Amt Darß/Fischland	4456	-	13	2996	4372	-	9	51
Amt Franzburg-Richtenberg	7949	3495	37	151	7223	2954	912	378
Amt Niepars	3832	1645	2879	175	3560	1584	2619	123
Amt Ribnitz-Damgarten	5885	1236	6985	19	5658	1208	7716	25

**Tab. 7:** Einige Besonderheiten der kulturellen Leistungen in der Darß-Zingster Boddenkette

Kulturelle Leistung	Besonderheit/Angebot
<b>Tourismus/Naherholung</b>	Segeln, Radfahren, Wandern, Angeln, Naturbeobachtung, Bootstouren, Reiten, Baden
<b>Wissenssysteme</b>	Nationalpark Informationszentrum / Nationalparktag Nationalparkamt NATUREUM Darßer Ort Laborstation Zingst der Universität Rostock Kranich-Informationszentrum Museum Ahrenshoop Vogelpark Marlow Informations- und Lehrpfade
<b>Kulturelles Erbe und kulturelle Diversität</b>	Zeesboote Künstlerkolonie Ahrenshoop Tonnenabschlagen Landschaftsschutzgebiete
<b>Naturerbe und Biodiversität</b>	Zugvögel (z.B. Kraniche) Nationalpark Schutzgebiete

**Tab. 8:** Tourismus im Jahr 2012 im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette (Quelle: STATISTISCHES AMT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2014)

2012	Betriebe 1)	Schlafgelegenheiten 2)	Ankünfte	Übernachtungen	Auslastung in % 3)
<b>Ahrenshoop</b>	26	1225	41493	176065	40,9
<b>Born a. Darß</b>	12	8245	62232	291884	11,4
<b>Dierhagen</b>	29	4074	77745	319580	25,1
<b>Prerow</b>	69	3115	61070	385371	40,8
<b>Wieck a. Darß</b>	9	346	9336	47663	40,5
<b>Wustrow</b>	19	2337	51511	314267	38,4
<b>Zingst</b>	58	7359	135043	797781	31

1) geöffnete Betriebe mit 10 und mehr Betten/Schlafgelegenheiten bzw. Stellplätzen (Camping); Stand Juli

2) angebotene Betten/Schlafgelegenheiten (bei Campingplätzen wird 1 Stellplatz als 4 Schlafgelegenheiten gezählt); Stand Juli

3) durchschnittliche Auslastung der angebotenen Betten/Schlafgelegenheiten

## 5 Diskussion

Die vorgestellten Arbeitspakete zur flächenhaften qualitativen, quantitativen sowie monetären Bewertung der Ökosystemleistungen des Untersuchungsgebietes sind mit interessanten methodischen Anforderungen verbunden, für die im terrestrisch-aquatischen Gesamtrahmen kaum Beispiellösungen in der Literatur existieren.

Die dargestellten Zwischenergebnisse sowie die einzelnen Arbeitsschritte zeigen, dass die Bewertung von Ökosystemleistungen komplex ist und interdisziplinäre Methoden erfordert. Daraus ergeben sich auch methodische Fehlerquellen sowie Diskussionspunkte, die im Folgenden kurz erörtert werden sollen.

Die qualitative Analyse anhand der Matrix-Methode erbringt schnell und einfach erste Ergebnisse, die als Grundlage für detailliertere Untersuchungen verstanden werden müssen. Jedoch werden die Ergebnisse primär durch die Wahl der Landbedeckungs- und Landnutzungsklassen beeinflusst (KANDZIORA et al. 2013b). Die hier vorgestellten CORINE-Daten unterscheiden beispielsweise keine Schutzgebiete, in denen generell die Nutzung eingeschränkt ist und somit auch weniger Versorgungsleistungen bereitgestellt werden. In der Darß-Zingster Boddenkette hat der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft eine herausragende Stellung, die sich insbesondere auf die kulturellen Leistungen auswirkt. Dies wird in der abschließenden Quantifizierung deutlicher.

Um die verschiedenen biophysikalischen Quantifizierungswerte mit unterschiedlichen Einheiten vergleichen zu können hat sich die relative 0-5-Skala der Matrix-Methode bewährt. Jedoch ist zunächst die Definition eines Referenzwertes nötig, der die hohe zeitliche Variabilität (innerhalb eines Jahres, über einen längeren Zeitraum) berücksichtigt. Beispielsweise zeigen die Fischfangstatistiken eine hohe Variabilität, die auch bedingt durch Veränderungen der Nachfrage, aber auch der Fischressourcen, interpretiert werden müssen. Um keine falschen Aussagen (Überschätzung/Unterschätzung) für ein Managementkonzept zu treffen, ist die Analyse über einen längeren Zeitraum notwendig.

Bei der Festlegung der Untersuchungsgebietsgrenzen treten vor allem Probleme bezüglich der Herkunft und Eignung von Daten auf. Da die physische Beschreibung und Quantifizierung von Ökosystemleistungen auf natürlichen Prozessen beruht, macht es Sinn, dies auch auf der Grundlage natürlicher Eigenschaften und Raumgrenzen – im optimalen Fall zum Beispiel in Einzugsgebieten - durchzuführen. So wurde auch im vorliegenden Fall die Potenzialabschätzung auf der Einzugsgebietsebene durchgeführt. Wenn aber Versorgungsleistungen und kulturelle Leistungen mit Daten charakterisiert werden sollen, müssen andere, nämlich administrative Gebietseinheiten genutzt werden, weil nur für diese die entsprechenden Statistiken vorliegen. Entsprechend unterscheiden sich die Ergebnisse des Gesamtuntersuchungsgebietes und des Quantifizierungsgebietes.

Die Verwendung von Statistiken in der Quantifizierung ausgewählter Ökosystemleistungen wurde beispielsweise in KROLL et al. (2012) sowie KANDZIORA et al. (2014) dargestellt. Eine genaue Zuordnung zu einzelnen Versorgungsleistungen (z.B. Feldfrüchte für Nahrung; Biomasse für Energieerzeugung) erweist sich jedoch oft als schwierig. Weiterhin ergeben sich Veränderungen in der Methodik/Definition sowie in Gebietsabgrenzungen (Neugliederung von Kreisen, Gemeinden) wodurch die Vergleichbarkeit längerer Zeiträume eingeschränkt wird. Die räumliche Grundlage der Matrix (CORINE Land Cover) birgt in der Kombination mit den weiteren Quantifizierungsdaten Skalenprobleme, da die statistischen Daten zur Erhebung der Versorgungsleistungen für die einzelnen Gemeinden angegeben werden und die Messungen kooperierender Kollegen auf dem Standortniveau stattfinden. Da die Zahlenwerke aber zu einem Gesamtbild aggregiert werden müssen, sind umfangreiche Interpolationen, Extrapolationen und Zuordnungsannahmen vonnöten, durch die räumliche Unschärfen auftreten können.

Viele funktionale Zusammenhänge in Ökosystemen sind durch komplexe Wechselwirkungen gekennzeichnet. Daher bestehen oftmals Probleme, sie hinreichend zu beschreiben und vollständig zu verstehen. Wenn derartige ökophysiologische Komplexe hinsichtlich ihrer Wirkung auf die menschliche Gesellschaft bewertet werden sollen, treten folglich zumindest Skalenprobleme auf. Für die Wertung solcher Prozessdynamiken - wie der lokalen Eutrophierungsvorgänge

– muss dann zunächst auf gröbere Indikatoren und ggf. auf Abschätzungen von ökologischen Flüssen und Speichern zurückgegriffen werden.

Weiterhin ergibt die integrierte Betrachtung aquatischer und terrestrischer Ökosystemleistungen, dass die angebotenen Ökosystemleistungen der beiden Ökosystemtypen sehr unterschiedliche Maße annehmen können. So legen die erzielten Zwischenergebnisse die Vermutung nahe, dass das flächenbezogene Potenzial der terrestrischen Ökosysteme größer ausfällt als die der aquatischen Landschaftsbestandteile. Es stellt sich die Frage, ob die zu vermutende Dominanz terrestrischer Leistungen auf das tatsächliche Angebot oder auf die Methodenauswahl zurückzuführen ist. Die anstehende ökonomische Bewertung wird diese Frage klären.

Die Bewertung von Ökosystemleistungen mit Hilfe monetärer Werte ist naturgemäß ebenfalls mit methodischen Problemen behaftet. Diese reichen z.B. von der schwierigen Vergleichbarkeit verschiedener Monetarisierungsansätze über die grundsätzliche Frage, ob denn alle Ökosystemleistungen durch Geld charakterisiert werden sollten, bis hin zu vielfältigen praktischen Zuordnungsproblemen. Ein Beispiel hierfür kann der Tourismusanalyse entnommen werden: Welche Bedeutung kommt den unterschiedlichen Ökosystemtypen (z.B. Ostsee, Strand, Wald, Bodden) in der Wertung und Nutzung durch die Besucher zu? Im Zusammenhang mit Ausgleichszahlungen für Naturschutzmaßnahmen kann gefragt werden, welche Ökosystemleistung durch eine bestimmte Maßnahme angesprochen wird, so dass die investierte Menge als Wertung durch die Gesellschaft auf diese Ökosystemleistung übertragen werden kann.

Aus der Summe dieser methodischen Unsicherheiten ergibt sich die Notwendigkeit, (i) die Unschärfen möglichst weitgehend zu reduzieren, (ii) bestehende Probleme transparent darzulegen und (iii) ihre Konsequenzen zu dokumentieren und zu kommunizieren.

## **6 Zusammenfassung und Ausblick**

Mensch-Umwelt-Systeme sind komplex und für ein nachhaltiges Management sind umfangreiche Kenntnisse nötig. Das anthropozentrische Konzept der Ökosystemleistungen bietet die Möglichkeit, verschiedene räumliche und zeitliche Skalen durch die Verknüpfung interdisziplinärer Methoden zu analysieren. Hierfür wird auf den immer größer werdenden Fundus an Erkenntnissen und methodischen Entwicklungen der jüngsten Zeit in der Wissenschaft, Praxis und Politik zurückgegriffen. Die Darß-Zingster Boddenkette stellt eine Vielzahl an Ökosystemleistungen bereit, die jedoch teils durch Nutzungskonflikte in Konkurrenz stehen (z.B. landwirtschaftliche Produktion; Nährstoffregulierung, Tourismus/Naherholung). Das Ziel im BACOSA-Vorhaben die Ökosystemleistungen der Darß-Zingster Boddenkette zu bewerten kann anhand der analytischen, qualitativen sowie quantitativen Arbeitsschritte wie hier vorgestellt durchgeführt werden.

Abschließend können die drei Forschungsfragen dieses Beitrags wie folgt beantwortet werden:

- Für eine erste grobe Einschätzung des gesamten Untersuchungsgebietes bietet sich die Matrix-Methode an, um anhand von Landbedeckungs- und Landnutzungsinformationen einen Einblick in die Vielzahl und die räumliche

Verteilung von Regulierungsleistungen, Versorgungsleistungen und kulturellen Leistungen zu bekommen.

- Aus der qualitativen Analyse ergaben sich, dass die Versorgungsleistungen auf landwirtschaftlichen Flächen besonders im südlichen Bereich des Untersuchungsgebiets liegen, während kulturelle Leistungen verstärkt von Interaktionen terrestrischer und aquatischer Ökosysteme beeinflusst werden. Die Boddenkette hat für die Regulierungsleistungen eine besondere Bedeutung.
- Für die Erstellung des Mengengerüsts steht eine Vielzahl an Daten zur Verfügung. Jedoch unterscheiden sich diese oft in der räumlichen und zeitlichen Auflösung. Hierfür ergeben sich einige methodische Aspekte, die bei der vergleichenden Bewertung berücksichtigt werden müssen.

Mit der Festlegung des Mengengerüsts und der abgeschlossenen qualitativen Analyse sind die wesentlichen Schritte getan, um in den nächsten Abschnitt des Vorhabens, die räumlich-explizite, quantitative und monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen überzugehen. Hierzu werden die folgenden Arbeitsschritte durchgeführt:

- Räumliche Differenzierung der aquatischen Ökosysteme und Aufstellung von Ökosystemleistungsprofilen für verschiedene aquatische Standorttypen;
- Abschätzung der aquatischen Regulierungsleistungen im Zusammenhang mit Eutrophierungsprozessen und Differenzierung von Beiträgen der Kompartimente Makrophyten und Sediment;
- Abschließende Quantifizierung der Versorgungs-, Regulierungs- und der kulturellen Ökosystemleistungen basierend auf dem Mengengerüst sowie verschiedener Methoden (z.B. Modellierung, Statistiken, Befragungen);
- Monetarisierung der Versorgungsleistungen anhand von Marktpreisen, vorwiegend in den Bereichen der Landwirtschaft und Fischerei;
- Ökonomische Bewertung der kulturellen Ökosystemleistungen (insbesondere Tourismus und Naherholung) sowie Zuordnung der touristischen Umsätze zu den verschiedenen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen;
- Ökonomische Bewertung der im Untersuchungsgebiet getätigten Ausgleichszahlungen im Landwirtschaftssektor und Integration der Aufwendungen für Naturschutzmaßnahmen (inkl. Zuordnung der Maßnahmen zu einzelnen Ökosystemleistungen);
- Methodenkritik und Erarbeitung sowie Dokumentation eines methodischen Rahmenpakets zur Abschätzung von küstennahen Ökosystemleistungen.

Die Analyse von Ökosystemleistungen ist sinnvoll, um neue Aspekte für das Umweltmanagement zu erfassen und charakterisieren zu können, da die drei Nachhaltigkeitssäulen Ökologie, Ökonomie und Soziales nun in direkter Korrelation betrachtet werden können. Weiterhin liefern die fehlenden Kenntnisse, die während der komplexen und vielschichtigen Ökosystemleistungsbewertung aufgedeckt werden, neuen Forschungsbedarf (z.B. Eutrophierung).

## Zusammenfassung

Für ein nachhaltiges Umwelt- und Ressourcenmanagement sind umfangreiche Kenntnisse über Mensch-Umwelt-Systeme von größter Bedeutung. Hierfür wird in jüngster Zeit das Konzept der Ökosystemleistungen verwendet. Unter Ökosystemleistungen werden die für die Menschheit von der Natur bereitgestellten Nutzen verstanden. Besonders in Küstenökosystemen werden die komplexen Wirkungsgefüge deutlich, da es sowohl große Belastungen aufgrund menschlicher Aktivitäten (z.B. Eutrophierung von Gewässer), als auch eine Vielzahl an Nutzungen (z.B. Fischerei, Tourismus, Naturschutz) gibt. Für die Darß-Zingster Boddenkette sind diese Aspekte von hoher Relevanz. Daher werden im Rahmen des BACOSA-Vorhabens mehrere Arbeitsschritte und methodische Ansätze verknüpft, um Ökosystemleistungen qualitativ, quantitativ sowie ökonomisch zu bewerten. Das auf eine qualitative Abschätzung anhand der Matrix-Methode aufbauende Mengengerüst stellt die Grundlage für die Quantifizierung und die abschließende ökonomische Bewertung ausgewählter relevanter Ökosystemleistungen in der Darß-Zingster Boddenkette dar. Im Untersuchungsgebiet werden verschiedene Regulierungsleistungen, Versorgungsleistungen und kulturelle Leistungen bereitgestellt und nachgefragt. Die Zwischenergebnisse zeigen eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität sowie Interaktionen von Ökosystemleistungen. Das neugewonnene Wissen soll für die Erarbeitung von Managementstrategien in der Politik und Praxis angewendet werden.

## Danksagung

Das Verbundprojekt BACOSA wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert (Förderkennzeichen: 03F0665B).

## Literatur

- Albert, C., J. Aronson, C. Fürst & P. Opdam, 2014a. Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. *Landscape Ecology* 29 (8): 1277-1285.
- Albert, C., J. Hauck, N. Buhr & C. von Haaren, 2014b. What ecosystem services information do users want? Investigating interests and requirements among landscape and regional planners in Germany. *Landscape Ecology* 29 (8):1301-1313.
- Barbier, E.B., S.D. Hacker, C. Kennedy, E.W. Koch, A.C. Stier & B.R. Silliman, 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81.2: 169-193.
- Basset, A., M. Elliott, R.J. West & J.G. Wilson, 2013. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132:1-4.
- Burkhard, B., M. Kandziora, Y. Hou & F. Müller, 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands - Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* 34: 1-32.
- Burkhard, B. & F. Müller, 2013. Indikatoren und Quantifizierungsansätze. In: Grunewald, K. & O. Bastian (eds.), *Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Springer Spektrum Verlag, Heidelberg: 80-90.
- Burkhard, B., R. de Groot, R. Costanza, R. Seppelt, S.E. Jørgensen & M. Potschin, 2012. Solutions for Sustaining Natural Capital and Ecosystem Services. *Ecological Indicators* 21: 1-6
- De Groot, R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein & L. Willemen, 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3): 260-272.
- Farber, S.C., R. Costanza & M.A. Wilson, 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological economics*, 41(3): 375-392.

- Garcia, S.M. & K.L. Cochrane, 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 62.3: 311-318.
- Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P.L. Lomas & C. Montes, 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6): 1209-1218.
- Grunewald, K., O. Bastian (Hrsg.), 2013. *Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Berlin; Heidelberg: Springer Spektrum S.XII, 332.
- Haines-Young, R. & M. Potschin, 2010. The links between biodiversity ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. & C. Frid (eds.). *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge: 110–139.
- Kandziora, M., B. Burkhard & F. Müller, 2013a. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28: 54-78.
- Kandziora, M., B. Burkhard & F. Müller, 2013b. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services* 4: 47-59.
- Kandziora, M., K. Dörnhöfer, N. Oppelt & F. Müller, 2014. Detecting Land Use And Land Cover Changes In Northern German Agricultural Landscapes To Assess Ecosystem Service Dynamics. *Landscape Online* 35: 1-24.
- Klain, S.C. & K.M.A. Chan, 2012. Navigating coastal values: Participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecological Economics* 82:104-113.
- Koschke, L., C. Fuerst, S. Frank & F. Makeschin, 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators* 21: 54-66.
- Kroeger, T. & F. Casey, 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecological Economics*, 64 (2): 321-332.
- Kroll, F., F. Müller, D. Haase & N. Fohrer, 2012. Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy* 29: 521–535.
- Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei MV, 2014. Fangstatistik der Kl. Hochsee- und Küstenfischerei M-V 2005-2013. Download: <http://www.lallf.de/Fangstatistik-Kuestengewasser.280.0.html>
- Liquete, C., C. Piroddi, E.G. Drakou, L. Gurney, S. Katsanevakis, A. Charef & B. Egoh, 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PLoS One* 8:e67737.
- Liu, S., R. Costanza, S. Farber & A. Troy, 2010. Valuing ecosystem services. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185(1): 54-78.
- Lopes, R. & N. Videira, 2013. Valuing marine and coastal ecosystem services: An integrated participatory framework. *Ocean & Coastal Management* 84:153-162.
- Martínez, M., L.A. Intralawan, L.A. Vázquez, O. Pérez-Maqueo, P. Sutton & R. Landgrave, 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics* 63:254-272.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press/World Resources Institute, Washington, DC.
- Müller, F., 2005. Indicating Ecosystem and Landscape Organization. *Ecological Indicators* 5(4): 280-294.
- Nedkov, S. & B. Burkhard, 2012. Flood regulating ecosystem services - Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators* 21: 67-79.
- Seppelt, R., C.F. Dormann, F.V. Eppink, S. Lautenbach & S. Schmidt, 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48: 630–636.
- Statistisches Amt Mecklenburg-Vorpommern, 2014. Ausgewählte Daten zu Viehbeständen und Tourismus. Download: <http://sisonline.statistik.m-v.de/>
- Tallis, H. & S. Polasky, 2009. Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1): 265-283.
- TEEB, 2010. *The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.

- UK National Ecosystem Assessment, 2011. The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge.
- UNEP-WCMC, 2011. Marine and coastal ecosystem services: Valuation methods and their application. UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 33. 46 pp.
- Wilson, M A. & J.P. Hoehn, 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: the state-of-the art and science. *Ecological Economics*, 60(2): 335-342.
- Winkler, H., 2001. Fischgemeinschaften und Fischerei in den Darß-Zingster Bodden. In: Benke, H. (ed.). Die Darß-Zingster Bodden. Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft. Meer und Museum. Bd 16. Deutsches Meeresmuseum, Stralsund: 76-84.
- Winkler, H., 2014. Daten Fischfang in der Darß-Zingster Boddenkette 1955-2006. Pers. Mitteilung.

25/2015

# Rostocker Meeresbiologische Beiträge



Rostocker Meeresbiologische Beiträge

**Baltic Coastal System Analysis  
and Status Evaluation  
(BACOSA)**

**Heft 25**

