

Mitt. Bad. Landesverein Naturkunde u. Naturschutz	Bd.25	2022	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/25.02	Seiten 33-59	Freiburg/Breisgau 20. März 2022
--	-------	------	------------------------------	--------------	------------------------------------

Erosionsschutzmaßnahmen in Unterwasserdenkmälern am Bodensee-Obersee: Auswirkungen auf die Makrophytenvegetation und Naturschutzverträglichkeit

WOLFGANG OSTENDORP¹ & KLAUS VAN DE WEYER²

Zusammenfassung

Viele Unterwasserdenkmäler der Alpenseen unterliegen einem schleichenden Erosionsprozess, dem mit unterschiedlichen Erosionsschutzmaßnahmen begegnet wird. Wir haben sechs Denkmalstationen am Überlinger See (Bodensee) mit jeweils mehreren Bauvarianten im Alter von 3 bis 18 Jahren mit nahegelegenen Referenzflächen verglichen. Die Geröll- und Kiesschüttungsflächen zeichneten sich gegenüber den Referenzflächen durch eine geringere Gesamtdeckung der Unterwasservegetation (v. a. *Chara*-Arten), eine geringere Phytomasse, eine höhere Artenvielfalt und eine veränderte Artenzusammensetzung aus. Dies wird auf die mangelnde Verfüllung des Porenraums durch Feinmaterial zurückgeführt, die in einem Experiment auch nach mehr als 8 Jahren noch nicht abgeschlossen war. Die Auswirkungen waren eng auf die Schüttungsflächen begrenzt und beeinträchtigten die Erhaltungsziele der betroffenen FFH-Gebiete (LRT 3130, 3140) nicht. Dagegen wies eine mit Geotextil gesicherte Fläche auch nach 25 Jahren nur eine reduzierte Unterwasservegetation auf, so dass diese Ausführungsvariante aus ökologischen Gründen weniger geeignet ist. Wir empfehlen bei künftigen Schüttungen eine stärkere Beimischung von Feinkies und Sand, um die Kolmation zu beschleunigen.

Schlüsselwörter

FFH-Richtlinie, Wasserrahmenrichtlinie, Uferschutz, Pfahlbauten, UNESCO-Welterbe.

Abstract

Ostendorp, W. & van de Weyer, K. (2021): Erosion control fills in underwater monuments at Lake Constance-Obersee (Germany): effects on macrophyte vegetation and nature conservation compatibility.

¹ PD Dr. Wolfgang Ostendorp, Limnologisches Institut der Universität Konstanz, AG Umweltphysik, Mainaustr. 252, D-78464 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

² Dr. Klaus van de Weyer, lanaplan GbR, Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

Many underwater monuments in the Alpine lakes are subject to a creeping erosion process, which is counteracted with various erosion protection measures. We compared six monument stations at Überlinger See (Lake Constance, Germany), each with several construction variants aged 3 to 18 years, with nearby reference areas. Compared to the reference plots, the cobble and gravel fill areas were characterised by a lower total cover of submerged vegetation (mainly *Chara* species), a lower phytomass, a higher species diversity and an altered species composition. This is attributed to the lack of filling of the pore space by fine material (colmatation), which in an experiment was not completed even after more than 8 years. The effects were limited to the fill areas and did not affect the conservation objectives of the sites protected by the Habitats Directive (habitat type codes 3130, 3140). In contrast, an area secured with geotextile showed only reduced submerged vegetation even after 25 years, so that this design variant is less suitable for ecological reasons. We recommend a stronger admixture of fine gravel and sand in future fills in order to accelerate colmatation.

Keywords

Habitats Directive, Water Framework Directive, shore protection, prehistoric pile dwellings, UNESCO world heritage.

1. Einleitung

Die Bodenseeufer sind weltweit eine der wichtigsten Fundlandschaften stein- und bronzezeitlicher Ufersiedlungen (Pfahlbauten) aus dem beginnenden 4. Jahrtausend bis um 800 v. Chr. Bisher wurden hier 116 Stationen gefunden, von denen 11 auf der UNESCO-Welterbeliste „Prähistorische Pfahlbauten um die Alpen“ stehen (SUTER & SCHLICHTHERLE 2009; UNESCO 2010, 2011). In vielen Stationen blieben unter einer dünnen schützenden Sedimentauflage Kulturschichtreste und Pfahlfelder erhalten, die hervorragende Archive der Lebens- und Wirtschaftsweise der Dorfbewohner und der damaligen Umweltbedingungen darstellen.

Die meisten Stationen befinden sich zumindest teilweise in der heute überschwemmten Uferzone und sind damit sowohl direkten anthropogenen Einflüssen (Überschüttungen, Hafenausbaggerungen, Schifffahrt, Bojenfelder u. a.) als auch indirekten Einflüssen (Wellengang bzw. Brandung, Seespiegelveränderungen, Frost, Wühltätigkeit neozoischer Krebsarten u. a.) ausgesetzt (BREM et al. 2013b).

Umfangreiche taucharchäologische Untersuchungen, die seit den 1980er Jahren am Bodensee, aber auch an anderen Alpenseen durchgeführt wurden, zeigten, dass die Kulturschichten und Pfahlfelder an vielen Uferabschnitten durch eine flächenhafte Erosion der schützenden Sedimentschichten gefährdet sind (zuletzt BREM et al. 2013a, b, 2015; HOFMANN & OSTENDORP 2015; OSTENDORP et al. 2016).

Das große Interesse der Öffentlichkeit an den archäologischen Forschungsergebnissen und deren touristischer Vermarktung, die wissenschaftliche Bedeutung und die offensichtliche Gefährdung haben zur Eintragung ausgewählter Stationen als serielle UNESCO-Weltbestätte „Prähistorische Pfahlbauten um die Alpen“ geführt (UNESCO 2021). Damit haben sich die Signatarstaaten, darunter auch die Bundesrepublik Deutschland verpflichtet, „wissenschaftliche und technische Untersuchungen und Forschungen durchzuführen und

Arbeitsmethoden zu entwickeln, die es [...] ermöglichen, die [dem] Kultur- und Naturerbe drohenden Gefahren zu bekämpfen“ (UNESCO 1972, Art. 5, Abs. 3). Derzeit werden die länderübergreifenden Aufgaben durch die International Coordination Group Palafittes (ICG) in Basel koordiniert.

Der stellenweise akuten Gefährdungssituation und dem insgesamt geringen Kenntnisstand der verursachenden Faktoren wurde am Bodensee in zwei jeweils dreijährigen interdisziplinären Forschungsprojekten begegnet, dem Interreg IV-Projekts „Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee“ (2008 – 2011; BREM et al. 2013a) und dem Verbundprojekt des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) „Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen von Seeufern (Bodensee) auf den Feststoffhaushalt, submerse Makrophyten und Makrozoobenthos-Biozönosen mit dem Ziel der Optimierung von Mitigationsstrategien“ (HyMoBioStrategie, 2015 – 2018, HOFMANN & OSTENDORP 2019). Im Rahmen dieser beiden Forschungsprojekte wurden auch die nachfolgend dargestellten Untersuchungen durchgeführt.

Die Erosionsgefährdung vieler Unterwasserdenkmäler am Bodensee erfordert dauerhafte Schutz- und Sicherungsmaßnahmen, die bislang hauptsächlich in Form von Geotextilabdeckungen, als Kies- und Geröllschüttungen oder als Kombination von beidem ausgeführt wurden (KÖNINGER & SCHLICHOTHERLE 2013; EBERSBACH et al. 2019). Von den wasserbaulichen Abdeckungen wurde erwartet, dass sie die weitere Erosion und Ausspülung verhindern, andererseits aber die noch im Sediment verbliebenen Kulturschichten nicht beschädigen.

Die denkmalpflegerischen Schüttungen stellen dauerhafte Eingriffe in die sublitoralen Lebensräume dar, die der sorgfältigen Abwägung unter Berücksichtigung der Zielsetzungen des Gewässerschutzes und des Naturschutzes bedürfen, denn große Teile des Bodenseeufer stehen unter dem Schutz der nationalen und/oder der gemeinschaftlichen Naturschutzgesetzgebung (Baden-Württemberg: LUBW 2021).

Seit Durchführung der ersten Maßnahmen in den Stationen Wangen-Hinterhorn (1986 – 1995) und Ermatingen-Westerfeld (1998) am Bodensee-Untersee hat sich ein bedeutender Fundus an Erfahrungen hinsichtlich der bautechnischen Durchführung, Stabilität und Wirksamkeit der Maßnahmen angesammelt. Hingegen wurden die ökologischen Auswirkungen erst im Rahmen des erwähnten Interreg IV-Projekts untersucht (OSTENDORP et al. 2013). Eine wichtige Komponente waren die submersen Makrophyten (Artenspektrum, Deckung, Phytomasse), die bereits zuvor seeweit mit vegetationskundlicher Zielsetzung (LANG 1967, 1968, 1990), in ihrer Eignung als Indikator für den trophischen Zustand (LANG 1973, SCHMIEDER 1998, DIENST et al. 2012, SCHMIEDER et al. 2017) und als Qualitätskomponente der EG-Wasserrahmenrichtlinie (BAUER et al. 2014) untersucht worden waren.

Im Rahmen des HyMoBioStrategie-Projekts bestand die Möglichkeit, zwei Unterwasserdenkmalstationen (Konstanz-Litzelstetten/Krähenhorn, LK; Sipplingen-Osthafen, SI) erneut zu untersuchen, um im Anschluss an die früheren Erhebungen die langfristige Entwicklung der Unterwasservegetation zu dokumentieren. Gleichzeitig wurden weitere erosionsgesicherte Stationen in die Untersuchungen einbezogen, um das Bild abzurunden. Ziel war die Dokumentation der langfristigen Entwicklung der Substratbeschaffenheit und

der submersen Makrophytenvegetation und -biomasse auf denkmalpflegerischen Erosionssicherungen im Vergleich zu nahe gelegenen Referenzflächen als Grundlage einer naturschutzfachlichen Beurteilung dieser Maßnahmen.

2. Untersuchungsgebiet

Der Bodensee ist der größte See des nördlichen Alpenrandes mit einer Gesamtfläche von 536 km² und einer maximalen Tiefe von 251 m. Der See besteht aus zwei Teilen, dem großen Obersee (max. Tiefe 251 m, Seefläche 473 km², Uferfläche 58 km², 0 – 5 m Wassertiefe) und dem flacheren Untersee (max. Tiefe 45 m, Seefläche 63 km², Uferfläche 23 km²) (IGKB 2004). Der Bodensee ist der einzige noch verbliebene unregulierte Alpensee mit einem nahezu natürlichen Jahreswasserstandsgang. Der Höchststand des Sees fällt normalerweise in die Zeit von Ende Juni bis Anfang Juli, das Minimum wird im Februar oder März erreicht. Die mittlere jährliche Differenz beträgt im Obersee 1,69 m (Zeitraum Dez. 1990 - Nov. 2019), im Untersee 1,64 m (eigene Berechnung aus Daten der LUBW Karlsruhe, Pegelstation Konstanz-Hafen).

Die Uferplattform zwischen der Niedrigwasserlinie und der Oberkante des Beckenhangs (ca. 390 m NHN) ist mit einer dichten Armleuchteralgen-Vegetation (v. a. *Chara aspera* WILLDENOW, *C. contraria* A. BRAUN ex Kütz.) zuzüglich geringer Mengen von Laichkräutern (*Potamogeton perfoliatus* L., *Stuckenia pectinata* [L.] BÖRNER), Ährigem Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum* L.) und anderen Arten bedeckt (BAUER et al. 2014).

Der Bodensee unterlag seit den 1950er Jahren einer markanten Veränderung seines trophischen Zustands, die sich in der Entwicklung der jährlich mittleren Gesamt-Phosphor-Konzentration und Phytoplankton-Dichte und -Zusammensetzung eindrucksvoll widerspiegelte (GÜDE & STRAILE 2016). Einer Periode der Eutrophierung in den 1960er und 1970er Jahren folgte ab den 1980er Jahren eine Periode der Oligotrophierung, jeweils verbunden mit Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation (LANG 1973, 1981; SCHMIEDER 1998). Die Oligotrophierungsphase setzt sich bis heute fort, so dass die Makrophytenvegetation bezüglich sowohl der Artenzusammensetzung als auch der Verbreitung einzelner Arten deutliche Unterschiede zur Situation von 1993 zeigt (DIENST et al. 2012, BAUER et al. 2014; SCHMIEDER et al. 2017).

Anhand der vorliegenden technischen Berichte und der GIS-Datensätze des Landesamts für Denkmalpflege Baden-Württemberg, FG Unterwasser- und Feuchtbodenarchäologie, Dienstsitz Hemmenhofen (LAD BW) wurden sechs Stationen ausgewählt, die über hinreichend große Erosionssicherungsflächen, teils in unterschiedlichen bautechnischen Varianten, verfügten. Die untersuchten Unterwasserdenkmalstationen lagen am nördlichen und südlichen Ufer der Überlinger Sees (Abbildung 1).

Die Station LK liegt in dem FFH-Gebiet 8220341 „Bodanrück und westlicher Bodensee“, die Stationen BS und NU sowie der östliche Teil der Station SI im FFH-Gebiet 8220342 „Überlinger See und Bodenseeuferlandschaft“. Die Stationen LU und UU sowie der westliche Teil der Station SI liegen außerhalb der Schutzgebietsgrenzen (LUBW 2017, 2018). Die Station LK liegt seeseits des NSG 3.584 „Bodenseeufer (Gemarkung Litzelstetten, Dingelsdorf, Dettingen)“, die Station BS innerhalb des NSG 3.132 „Bodenseeufer (Bodman-Ludwigshafen)“. Zu



Abbildung 1: Lage der untersuchten Unterwasserdenkmalstationen im Überlinger See (LK – Litzelstetten-Krähenhorn, BS – Bodman-Schachen, LU – Ludwigshafen-Holzplatz, SI – Sipplingen-Osthafen, NU – Nußdorf-Strandbad, Unteruhldigen-Stollenwiesen). Kartengrundlage: Google Earth.

den Schutzgütern der FFH-Gebiete gehörten auch die Lebensraumtypen 3130 „Nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Stillgewässer“ (hier nur die Strandrasen) und 3140 „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“. Die Uferzonenabschnitte, in denen die Stationen liegen, sind nach den Bodenseeuferplänen der Regionalverbände Bodensee-Oberschwaben und Hochrhein-Bodensee als Flachwasserschutzzone I (LK, BS) oder als weniger streng geschützte Zone II (NU, UU, SI) ausgewiesen (RVBO 1984, RVHB 1984). Lediglich die Station LU liegt in der nicht besonders geschützten allgemeinen Flachwasserzone.

3. Methoden

Für jede Station bzw. Ausführungsvariante wurden eine Test-Position im Zentralbereich der Erosionssicherungsmaßnahme (TEST) und eine Referenzposition (REF) in einem unmittelbar benachbart gelegenen naturbelassenen Uferabschnitt ausgewählt (Abbildung 2). Auf eine Erhöhung der Zahl der Erhebungsflächen zur Stabilisierung der Mittelwerte in jeder Fläche wurde in dieser Pilotstudie verzichtet. Damit war ein paarweiser Vergleich von Test- und Referenzflächen möglich.

Die Untersuchungen und Probenahmen wurden am 10. Juli 2017 zur Zeit der Maximalentwicklung der Unterwasservegetation durchgeführt. Dazu wurden die bereits vorab festgelegten Soll-Positionen mit einem Boot angefahren. Die Untersuchungen und Probenahmen wurden von Tauchern durchgeführt.



Abb. 2: Beprobungsschema am Beispiel der Station Sipplingen-Osthafen. Farbige Polygone: Schüttungsflächen, grün – Waben und Riegelschüttung 2009, gelb – Flächenschüttung 2010, rot – Flächenschüttung 2011, weiss – Geotextilbahnen. Farbige Punkte – Probenahme-Positionen: gelb – Kies, grün – Referenz (naturbelassenes Sediment), lila – Wabeninnenfläche. Luftbildgrundlage: Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg, GIS-Datengrundlage: LAD BW.

3.1 Vegetation und Phytomasse

Die submersen Makrophyten wurden mittels Vegetationsaufnahmen auf einer Größe von $0,2 \times 0,2$ m erfasst, wobei die Schätzung der Gesamtdeckung und der Deckung der einzelnen Arten in Prozentwerten erfolgte. Zusätzlich wurde der Anteil der einzelnen Arten an der Vegetationsdecke berechnet, indem die Deckungsprozentwerte aller auf einer Untersuchungsfläche vorkommenden Arten auf 100 % bezogen wurden. In den abgeernteten Aufnahmeflächen (s.u.) wurden die Anteile der Korngrößenklassen (Geröll, Kies, Grob- & Mittelsand, Schlamm) der Sedimentoberfläche visuell erfasst.

Weiterhin wurde auf einer Fläche von $0,2 \times 0,2$ m eine Phytomasse-Beprobung durchgeführt, indem das Pflanzenmaterial aus dem Boden gezogen wurde. Die nachfolgenden Angaben beziehen sich also auf die Summe der oberirdischen und der unterirdischen Phytomasse (PM). Das geborgene Pflanzenmaterial wurde in PE-Beuteln kühl und schattig transportiert und bis zur Aufarbeitung im Labor (innerhalb von 1 bis 2 Tagen) im Kühlraum (6°C) gelagert. Im Labor wurde das Material über einem Sieb (Maschenweite $0,2$ mm) unter fließendem Wasser gereinigt, um mineralische und tierische Bestandteile (Schnecken, Dreikant-Muscheln, Köcherfliegenlarven-Gehäuse u. a.) zu entfernen. Das gereinigte Pflanzenmaterial wurde mit einer Salatschleuder entwässert und auf einen homogenen Was-

sergehalt gebracht. Die Probe wurde im belüfteten Trockenschrank (80 °C) einen Tag lang getrocknet und zurückgewogen. Eine homogene Teilprobe wurde mit einer Kugelmühle pulverisiert und auf 0,63 mm abgeseibt. Etwa 150 mg des vorgetrockneten Materials (105 °C) wurden in Bechergläser eingewogen, um durch Glühverlust im belüfteten Glühofen (560 °C, 8 Std.) den Aschegehalt zu ermitteln. Die nachfolgenden Ergebnisse sind in Gramm aschefreie Phytomasse hochgerechnet und auf einen Quadratmeter bezogen (g af TS m⁻²).

3.2 Kolmation

Um die langfristige Verfüllung des Porenraums der Kiesschüttungen zu verfolgen, wurden anlässlich der Schüttungsarbeiten in den Stationen SI und LK vier bzw. fünf Stapelcontainer (0,35 × 0,26 × 0,14 m, L × B × H, Öffnungsfläche 8,82 dm², Volumen 12,35 dm³) mit originalem Schüttungsmaterial gefüllt und Ende Oktober 2009 in den Schüttungskörper eingesetzt, so dass ihre Oberfläche bündig mit der umgebenden Schüttungsoberfläche abschloss (OST-ENDORP 2013). Die Container der Station SI befanden sich 1,49 ± 0,27 m (M ± SD) unter dem langjährig mittleren Mittelwasserspiegel (*mMW*) bzw. 0,83 ± 0,27 m unter dem mittleren Niedrigwasserspiegel (394,59 m ü. NHN) und waren während der gesamten Expositionszeit von maximal 102 Monaten wasserbedeckt. Zuvor war das Füllmaterial der einzelnen Container im Labor gesiebt worden, um die Kornmassen (Trockensubstanz, g TS) differenziert nach Korngrößenfraktionen zu ermitteln. Die Bezeichnung der Kornfraktionen folgt der DIN 4022 bzw. der EN ISO 14688 und EN ISO 14689-1, wobei die dort angegebenen Fraktionen noch einmal in eine Fein- und eine Grobfraktion unterteilt wurden. Weiterhin wurde die Fraktion >63 mm im Unterschied zu den genannten EN-ISO-Normen mit der Bezeichnung „feine Gerölle“ (63–112 mm) belegt.

Am 22.07.2010 wurden die Container in LK und am 24.07.2010 drei der Container in SI (Sipp_01-03) verlustfrei geborgen, die Bergung des vierten Containers (Sipp_04) folgte am 06.04.2018. Das Füllmaterial wurde im Labor erneut gesiebt, so dass die ermittelten Massen der einzelnen Korngrößenfraktionen unmittelbar mit der Ausgangssituation vom Oktober 2009 verglichen werden konnten. Die Exponierung und Bergung der Container wurde von archäologischen Forschungstauchern vorgenommen.

3.3 Statistische Analyse

Die statistische Auswertung der Vegetationszusammensetzung und der Phytomasse stützte sich auf den paarweisen Vergleich zwischen Referenz- und Testflächen der Flächen- und Riegelschüttungen (n = 13 Paare). Für entsprechende Tests der Waben-Innenflächen (n = 3) und der Geotextilaufgabe (n = 1) reichte der Stichprobenumfang nicht aus.

Hierbei wurde im univariaten Fall überprüft, ob der Mittelwert der paarweisen Differenzen signifikant von Null abweicht ($H_0: \mu(\Delta > x) = 0$, $\Delta > x = x_{\text{TEST}} - x_{\text{REF}}$). Bei Vorliegen einer Normalverteilung von Δx wurde H_0 mittels t-Test für gepaarte Stichproben (Prüfgröße $|t|$), ansonsten mit dem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test geprüft (Mediantest, Prüfgröße W).

Im multivariaten Fall (hier: Prüfung der Vegetationszusammensetzung) wurde Hotellings T²-Test für gepaarte Stichproben durchgeführt. Hierzu wurde auf ein Excel-AddIn von C. Zeiontz zurückgegriffen (Real Statistics Resource Pack Software, Release 7.6; ZEIONTZ 2020). Die Excel-Ressource enthält auch verschiedene post-hoc-Tests; hier wurden Bonferroni-korrigierte Einzeltests durchgeführt. Beim multivariaten Vergleich zweier Gruppen (hier:

zwei Gruppen von Kiesschüttungen) wurde der Hotellings T²-Test für unabhängige Stichproben mit möglicherweise verschiedenen Kovarianzmatrizen herangezogen, der ebenfalls unter der genannte Quelle verfügbar war.

Der simultane Einfluss von Umweltvariablen (Prädiktoren) auf eine oder mehrere abhängige Variablen (Response-Variable) wurde mittels Regression der partiellen kleinsten Quadrate (Partial least squares regression, PLS) untersucht (COX & GAUDARD 2013). Die PLS-Regression kann als Hybrid aus multipler Regressionsanalyse und Hauptkomponentenanalyse angesehen werden (Anhang I*). Sie wählt in einem ersten Schritt aus einer Vielzahl von Prädiktoren diejenigen Variablen aus, die für ein optimiertes Modell relevant sind, und in einem zweiten Schritt die Zahl der Faktoren (d. h. Hauptkomponenten), auf die die ausgewählten Prädiktoren projiziert werden. Die Anpassungsgüte des Modells wurde anhand der erklärten Varianz (Pearsons r²) beurteilt, indem die gemessenen Response-Variablen mit den durch das Modell vorhergesagten Variablenwerten korreliert wurden (Anhang I).

4. Ergebnisse

4.1 Bauvarianten

In dieser Studie wurden sechs Unterwasserdenkmalstationen erfasst, in denen mit Ausnahme von LU jeweils mehrere Bauvarianten vorlagen (Abbildung 1). Die Erosionsschutzmaßnahmen wurden in den Jahren 1992 bis 2014, zumeist im Winterhalbjahr bei niedrigem Wasserstand, gebaut (Abbildung 3). Dabei kamen drei Bauvarianten zur Ausführung (Anhang III, Tabelle 2):

- (a) flächenhafte Geröll- und Kiesschüttungen, wobei das Material teils direkt auf das natürliche Sediment oder auf zuvor ausgelegtes Geotextil ausgebracht wurde,
- (b) rechteckig angeordnete Riegelschüttungen mit dazwischenliegenden unbeeinflussten Waben unterschiedlicher Größe (Abbildung 2),
- (c) Geotextile (Kokos, Enkamat® mit Füllung) ohne Kiesauflage (Abbildung 2).

Der Einbau der Textile sowie die lagegenauen Schüttungen wurden auf der Grundlage von Vermessungsdaten des Landesamts für Denkmalpflege, FG Feuchtbodenarchäologie in Hemmenhofen (LAD BW) unter Zuhilfenahme von Tauchern vorgenommen (KÖNINGER & SCHLICHTHERLE 2013, EBERSBACH et al. 2019). Die flächigen Schüttungen bedeckten jeweils etwa 500 m² (BS I) bis knapp 2000 m² (NU, LK I), die Geotextil-Variante in SI war 700 m² groß. Die Schüttungsriegel in SI besaßen eine Breite von etwa 5 bis 6 m und ließen Platz für zwei 15 × 15 m große Innenräume („Waben“) sowie weitere kleinere Waben von ca. 5 × 5 m Fläche (Abbildung 2). Die Wabeninnenflächen blieben unbeeinflusst. Es wurde erwartet, dass sich hier auf natürliche Weise Feinsedimente ablagern. Die Riegelschüttungen von LK II waren ähnlich dimensioniert.

Die Schüttungen waren etwa 0,15 bis 0,25 m mächtig. Das vorgesiebte Schüttungsmaterial (gewaschener Wandkies) mit den Korngrößenfraktionen 8 – 16 mm, 16 – 32 mm und 32 – 200 mm stammte aus Kiesbaggerlöchern der Bregenzer und Dornbirner Ach bei Bregenz

* Anhänge sind nur in den digitalen Versionen des Beitrags verfügbar

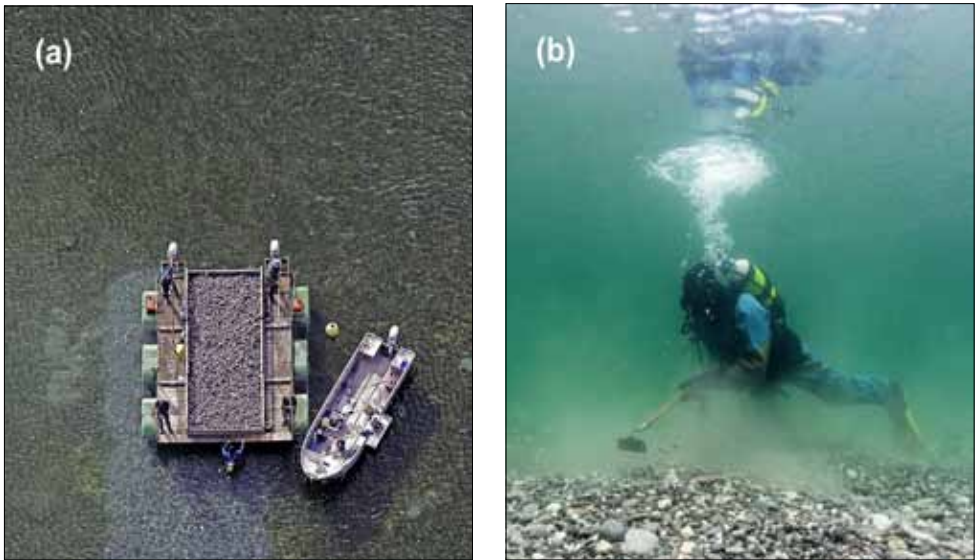


Abb. 3: (a) Aufbringen einer Kies-Schüttung mit einem speziell gefertigten Ponton mit Jalousieboden in der Station Sipplingen-Osthafen, 2009 (Foto: Luftbild Otto Braasch); (b) Nacharbeiten am Kieskörper in der Station Ludwigshafen-Holzplatz, 2014 (Foto: Terramare, J. Königer); beide Fotos © Landesamt für Denkmalpflege Baden-Württemberg, mit frdl. Genehmigung.

und ähnelte daher dem Material, das an vielen naturnahen Uferabschnitten des Bodensees zutage liegt. Die Fraktionen wurden beim Lieferanten gemischt und mit einem speziell konstruierten Ponton mit Jalousieboden lagegenau ausgebracht (Abbildung 3). Die feine Fraktion war zu etwa einem Drittel, die grobe Fraktion mindestens zu Hälfte enthalten, die mittelgrobe Fraktion wurde nur in LU verwendet. Details sind in den Arbeitsberichten des LAD BW, FG Feuchtbodenarchäologie, Hemmenhofen enthalten (Anhang II).

Die Schüttungen erwiesen sich nach einer geringfügigen Setzung als lagestabil, die Gerölle und Kiese wurden höchstens geringfügig durch den Wellengang bewegt und verlagert. In einigen Fällen kam es jedoch zu Austiefungen durch Höcker- und/oder Singschwäne, die zwischen den Kiesen nach Nahrung suchten (vgl. OSTENDORP et al. 2013).

4.2 Substrate

Die Substrate der Referenz-Standorte und der Wabeninnenflächen bestanden aus einer fein- bis mittelsandigen Matrix (0,063 bis 0,63 mm Äquivalentdurchmesser) mit einer Auflage aus einzelnen glazialen Grobkiesen und Geröllen (20 bis 112 mm). In LK wurde die Matrix aus umgelagerten Seekreiden mit entsprechend hohem Gesamt-Karbonatgehalt gebildet, in SI aus Zerfalls- und Umlagerungsprodukten der oberflächennah anstehenden Oberen Meeresmolasse (OSTENDORP et al. 2013) und in UU durch gut sortierte Fein- und Mittelsande des Seefelder Aach-Deltas (OSTENDORP, unpubl.). Von den anderen Stationen lagen keine sedimentologische Analysen vor. Die Substrate der flächigen Geröll- und Kies-schüttungen sowie der Riegelschüttungen bestanden aus dem ursprünglichen Schüttungs-material sowie aus Feinmaterial, das in den Porenraum einsedimentiert war (vgl. Kapitel 4.6).

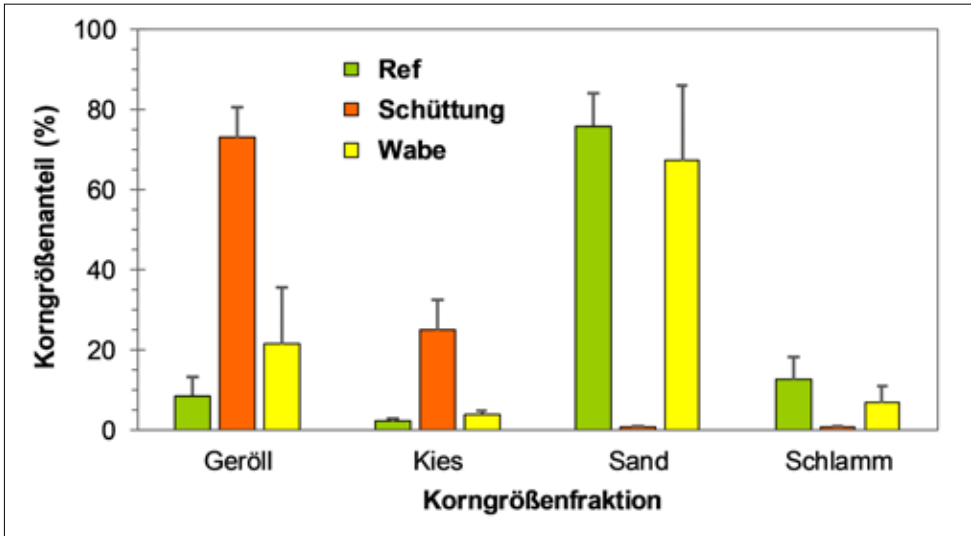


Abb. 4: Korngrößenverteilung der Oberflächensubstrate in den Referenzflächen (Ref), den Schüttungsflächen (Schüttung) und den Innenflächen der Riegelschüttungen (Wabe), $M \pm SE$. Die Darstellung beruht auf visuellen Schätzwerten im Juli 2017 an 13 Referenzflächen, 13 Schüttungsflächen und 3 Innenflächen.

Während der Geländeuntersuchungen im Juli 2017 wurden die Korngrößenanteile visuell geschätzt. Die Abbildung 4 zeigt, dass auch viele Jahre nach Fertigstellung der Maßnahmen das Grobmaterial der Schüttungen an der Oberfläche lag, was auf tendenziell erosive Bedingungen hindeutet. Die Sedimente der Wabeninnenflächen ähnelten nach wie vor denen der Referenzflächen, wobei lediglich einzelne Kiese und Gerölle aus den benachbarten Schüttungsriegeln eingetragen wurden.

Wie zu erwarten war, unterschieden sich die geschätzten Anteile der Kornklassen der Schüttungen hochsignifikant von denen der naturbelassenen Referenzflächen (Hotellings $T^2 = 415$, $F(4;9) = 78$, $p < 0,0001$, $n = 13$ Paare). Die Bonferroni-korrigierten Einzeltests ergaben nur für Gerölle (X) und Sand (S) signifikante Unterschiede ($p < 0,0001$ in beiden Fällen), nicht jedoch für Kies (G) und Schlamm (UT).

4.3 Submerse Makrophyten

Die submerse Vegetation der Referenzflächen aller Untersuchungsstellen setzte sich aus drei Armelechteralgen-Arten (*Chara aspera*, *C. globularis* THUILL., *Nitellopsis obtusa* J. GROVES) und zwei Laichkraut-Arten (*Potamogeton friesii* RUPR., *Stuckenia pectinata* L. BÖRNER) zusammen. Dabei trat *C. aspera* auf allen Referenzflächen mit hoher Deckung auf (Abbildung 5b, 6b; Anhang III). Die submerse Vegetation der Schüttungsflächen bestand aus neun Arten sowie nicht näher determinierten fädigen Grünalgen. Von den vier Armelechteralgen (*C. aspera*, *C. contraria*, *C. globularis*, *C. tomentosa* L.) kam *C. contraria* auf allen Flächen vor. In den Wabeninnenflächen kamen – ähnlich wie auf den Referenzflächen – nahezu flächendeckende Dominanzbestände von *C. aspera* vor. Die einzige Geotextil-Flä-

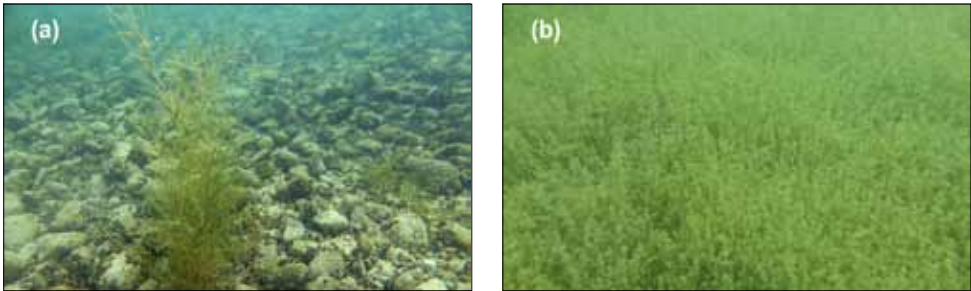


Abb. 5: Bodman-Schachen (BS_FLS_2011). (a) Schüttungsfläche mit *Stuckenia pectinata*. (b) Referenzfläche mit *Chara aspera*. Fotos: © K. van de Weyer.

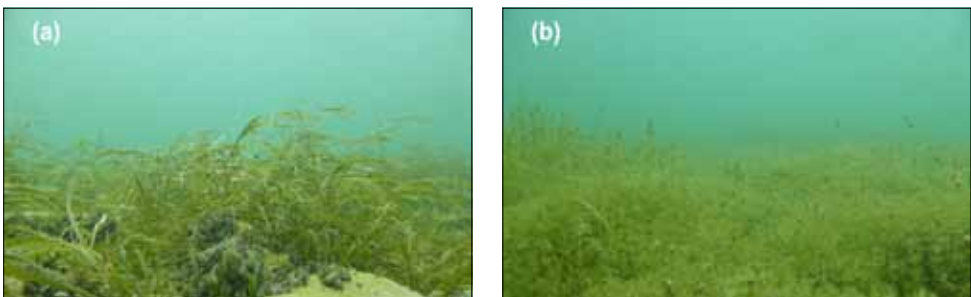


Abb. 6: Unteruhldingen-Stollenwiesen (UU_FL_2011). (a) Schüttungsfläche mit *Potamogeton friesii*. (b) Referenzfläche mit *Chara aspera*. Fotos: © K. van de Weyer.

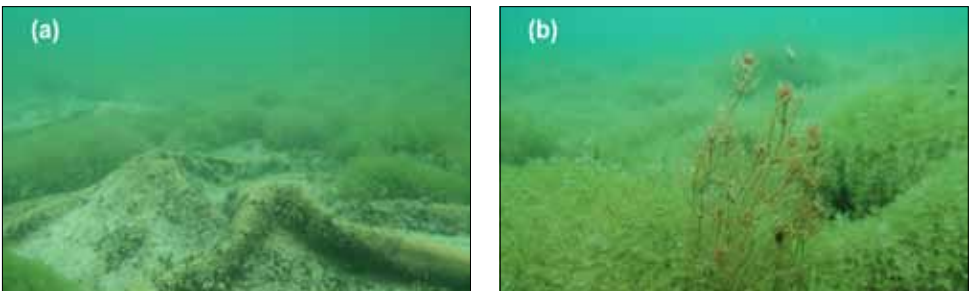


Abb. 7: Sipplingen-Osthafen (SI_GTEX). (a) teils blasig aufgetriebenes und lückig bewachsenes Geotextil. (b) Geotextil mit Bewuchs aus *Chara aspera* und langstängeliger *Chara tomentosa*. Fotos: © K. van de Weyer.

che war mit lückigen Beständen aus *C. aspera* besiedelt, denen *C. globularis* und *C. tomentosa* beigemischt waren (Abbildung 7b).

4.4 Makrophytenbesiedlung im Jahr nach der Herstellung (2010)

Die Entwicklung der submersen Makrophytenvegetation innerhalb eines Jahres nach Herstellung der Erosionsschutzmaßnahmen (Oktober 2009 bis Juli 2010) konnte in den Stationen LK und SI verfolgt werden (OSTENDORP et al. 2013).

Die Referenzflächen der Station SI waren in 2008 und 2010 mit teils dichten Unterwasser-
rasen bedeckt (OSTENDORP et al. 2013, Tab. 2). In SI betrug die mittlere Gesamt-Deckung
mehr als 90 %, wobei Armelechteralgen, v. a. *C. aspera* dominierten. In LK wurden dagegen
nur schütterere Armelechteralgenrasen angetroffen, die eine Gesamt-Deckung von 5 % nicht
überschritten. Auf den Schüttungsflächen beider Stationen fehlten in der Vegetationspe-
riode nach Herstellung die Makrophyten vollständig. Lediglich die Grünalge *Chaetophora*
incrassata HAZEN wurde in LK mehrmals als Aufwuchs auf Steinen gefunden.

Die Phytomassedichte der submersen Makrophyten entsprach weitgehend ihrem De-
ckungsgrad, da die Höhe der Vegetation einheitlich bei etwa 0,1 bis 0,2 m lag. So war die
Phytomasse auf der Referenzfläche von LK kaum messbar und lag unter 10 g af TS m⁻². Die
Station SI besaß hingegen deutlich dichtere Armelechteralgenrasen, die 118 ± 56 g und
68 ± 35 af TS m⁻² (2008 bzw. 2010; M ± SD, n = 5 bis 6) erreichten. Auf die völlig fehlende Ma-
krophytenbesiedlung der Schüttungssubstrate wurde bereits hingewiesen. In den Waben-
innenflächen von SI lag die Phytomassedichte mit 117 ± 27 g af TS m⁻² deutlich über dem
Referenzwert für 2010.

4.5 Makrophytenbesiedlung nach 3 bis 25 Jahren (2017)

4.5.1 Unterschiede zwischen Schüttungs- und Referenzflächen

Die untersuchten Erosionssicherungsmaßnahmen wurden zwischen Nov./Dez. 1999 und
Dez. 2014 eingerichtet, hatten also im Untersuchungs Jahr 2017 ein Alter von 3 bis 18 Vege-
tationsperioden. Die Kiesschüttungen lagen in einer Wassertiefe von 0,80 bis 1,80 m unter
mMW. Verglichen mit den Referenzflächen war die Wassertiefe im Mittel um 0,19 ± 0,13 m
(M ± SD, n = 13) geringer. Der Unterschied war hochsignifikant ($t(12) = -5,21, p > |t| = 0,0002$).
Die geringere Wassertiefe entspricht der Mächtigkeit des aufgebracht Schüttungskör-
pers. Eine Abhängigkeit vom Alter war nicht erkennbar (Anhang IV).

Die Deckungsprozentwerte der Unterwasservegetation auf den Kiesschüttungen schwank-
te zwischen 1 % und 100 %. Der Mittelwert der paarweisen Differenzen lag bei -32 ± 42 %,
d. h. die Kiesschüttungen wiesen im Vergleich zu den zugehörigen Referenzflächen im Mit-
tel eine um 32 % verringerte Vegetationsdeckung auf. Trotz der hohen Streuung war der
Median signifikant von Null verschieden ($W(12) = -25, p > |W| = 0,050$). Eine Abhängigkeit
vom Alter der Maßnahme bestand nicht; ebenso war kein Zusammenhang mit der Wasser-
tiefe zu erkennen.

Die Referenzflächen beherbergten fünf Arten, von denen *C. aspera* stets mehr als 97 % der
Vegetationsbedeckung ausmachte (Anhang III, Tab. 2). Die Schüttungsflächen enthielten
zehn Taxa (inkl. Grünalgen, pauschal als 1 Taxon), wobei *C. globularis*, gefolgt von *C. con-*
traria, *P. friesii*, *S. pectinata* und fädige Grünalgen dominierten, die zusammen 95 % der
Vegetationsdecke darstellten. Die mittlere Artenzahl war auf den Schüttungsflächen mit
3,3 ± 0,8 (M ± SD) etwas höher als auf den Referenzflächen (2,1 ± 1,3). Der Unterschied war
signifikant ($W(12) = -30, p > |W| = 0,031$).

Der multivariate Vergleich von Test- und Referenzflächen, in den die sechs wichtigsten Taxa
eingelesen wurden, zeigte einen hochsignifikanten Unterschied der Vegetationsanteile der
einzelnen Taxa (Hotellings T² = 1288, F(6;7) = 125, p < 0,0001). Die Bonferroni-korrigierten
Einzeltests ergaben, dass sich die Vegetationsanteile von *C. aspera*, *C. globularis* und der

fädigen Grünalgen signifikant unterschieden ($p < 0,01$ für jedes Taxon). Der Anteil von *C. aspera* war auf den Referenzflächen signifikant höher als auf den Testflächen, während es bei *C. globularis* und den fädigen Grünalgen umgekehrt war.

Der Aschegehalt der Unterwasserpflanzen betrug auf den Schüttungsflächen im Mittel $677 \pm 106 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$ ($M \pm \text{SD}$). Er war damit im Mittel um $-57 \pm 111 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$ niedriger als auf den Referenzflächen. Der vergleichsweise geringe Unterschied war nicht signifikant ($W(12) = -22,5, p > |W| = 0,13$). Eine signifikante Abhängigkeit vom Alter der Maßnahme war nicht zu erkennen. Zudem bestand kein signifikanter Zusammenhang mit der Wassertiefe.

Die flächenbezogene Dichte der Phytomasse schwankte zwischen $0,2$ und $452 \text{ g af TS m}^{-2}$ (Anhang IV). Der Mittelwert von $152 \pm 165 \text{ g m}^{-2}$ auf den Schüttungsflächen lag um $\Delta PM = 55 \pm 175 \text{ g m}^{-2}$ niedriger als auf den zugehörigen Referenzflächen. Der Mittelwert der paarweisen Differenzen war nicht signifikant von Null verschieden ($W(12) = -15,5, p > |W| = 0,31$). Die paarweisen Differenzen hingen nicht signifikant vom Alter der Maßnahme oder von der Wassertiefe ab.

4.5.2 Unterschiede innerhalb der Kiesschüttungsflächen

Die Kiesschüttungsflächen waren hinsichtlich der Vegetationsbedeckung nicht homogen. Eine Gruppe von fünf Flächen wies Werte zwischen 1 und 20% auf, während acht Flächen zu mehr als 80% bedeckt waren. Die standörtlichen Unterschiede (Sedimenttextur, Wassertiefe, Alter) zwischen diesen beiden Gruppen wurden mit dem Hotelling T^2 -Test für zwei unabhängige Stichproben mit ungleichen Kovarianzmatrizes analysiert.

Die Schüttungsflächen mit geringeren Vegetationsdeckungen wiesen im Mittel geringere Geröll-Anteile (X) und höhere Kies-Anteile (G) auf. Allerdings war der multivariate Mittelwertvergleich nicht signifikant ($T^2 = 14,4; F(4;10,2) = 2,62; p = 0,097$). Dies bedeutet insbesondere auch, dass sich das Alter und die Wassertiefe der beiden Gruppen nicht signifikant unterschieden.

Die Anteile der vier wichtigsten Arten (*C. contraria*, *C. globularis*, *P. friesii*, *S. pectinata*) an der jeweiligen Vegetationsdecke unterschieden sich signifikant ($T^2 = 29,0; F(4;8,48) = 5,27, p = 0,020$). Die Schüttungsflächen mit hoher Gesamtdeckung war durch das Fehlen von *C. contraria* sowie durch hohe Anteile von *C. globularis* gekennzeichnet; die Anteile von *P. friesii* und *S. pectinata* waren dagegen deutlich herabgesetzt. Allerdings waren nur die Deckungsanteile für *C. contraria* signifikant verschieden (Wilcoxon-Test: $p = 0,028$, Bonferroni-korrigiertes Signifikanzniveau).

4.5.3 Vergleich der Wabeninnenflächen mit den Referenzflächen

Zwei der Maßnahmen (SI, LK II) waren als riegelförmige Schüttungen ausgeführt worden, zwischen denen große Wabeninnenflächen mit ursprünglicher Sedimentoberfläche erhalten blieben (Abbildung 2). Es stellte sich damit die Frage, ob die Vegetation der Wabeninnenflächen durch die Kiesschüttungen so beeinflusst wurde, dass sie sich von der außerhalb befindlichen Referenzflächen unterschied. Der geringe Stichprobenumfang (eine seeseitige und eine landseitige Innenfläche in SI und eine Innenfläche in LK II) erlaubte keine sinnvolle Berechnung von Teststatistiken (Anhang III).

Die Wassertiefe der Innenflächen war im Mittel um $\Delta WD = -0,14 \pm 0,04$ m niedriger als die der Referenzflächen. Ob die Differenz durch Auflandungen in den Innenflächen hervorgerufen wurde, konnte nicht untersucht werden. Die mittlere Gesamt-Deckung der Vegetation war nahezu gleich ($\Delta D = -4 \pm 5$ %). Die Zusammensetzung der Vegetationsdecke unterschied sich nicht (Anhang III, Tabelle 2): In den Wabeninnenflächen wie auf den zugehörigen Referenzflächen dominierte *C. aspera* (98 bzw. 99 %) mit sehr geringen Beimischungen von *C. globularis* (1 %). Auch der Aschegehalt der Phytomasse unterschied sich nur wenig (-4 ± 17 mg g⁻¹ TS). Die Phytomasse-Dichte war in den Wabeninnenflächen allerdings im Durchschnitt bedeutend niedriger ($\Delta PM = -89 \pm 70$ g af TS m⁻²).

4.5.4 Vergleich der Geotextil-Fläche mit der zugehörigen Referenzfläche

Die Geotextil-Matten (Kokosmatten, Enkamat®-Matten) wurden 1992 eingebracht und lagen mit $WD = 0,80$ m u. mMW in einer geringeren Wassertiefe als alle anderen Abdeckungen ($0,90$ bis $1,80$ m u. mMW). Das grobmaschige Substrat war von einem dichten Biofilm aus Mikroorganismen und Kalkschlamm überzogen, der die Maschen abdichtete und den Gasaustausch mit der darunterliegenden Sedimentoberschicht behinderte, so dass die Textile streckenweise blasig aufgetrieben waren (Abbildung 7a).

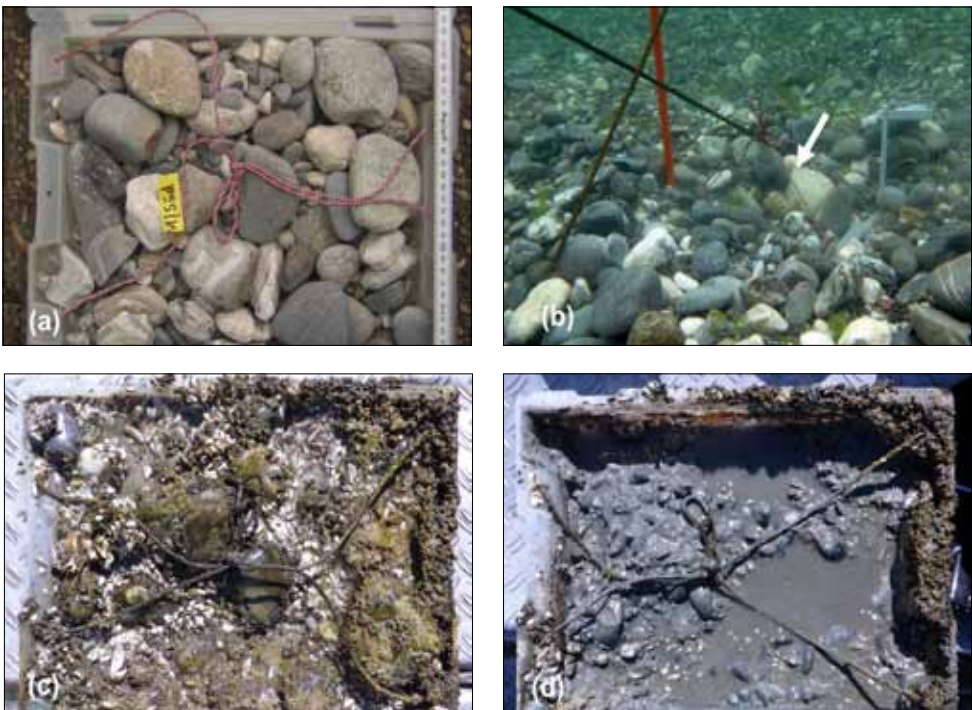


Abb. 8: Container zur Bestimmung der Kolmation. (a) befüllter Container vor dem Einsetzen in die Kiesschüttung; (b) Container im Schüttungskörper, zu erkennen an den Bergungsseilen (Pfeil); (c) Container Sipp_04 nach der Bergung (06.04.2018) und nach Entfernen des Makrophytenbewuchses; (d) Container Sipp_04 nach Entfernen der obersten Geröll- und Kieslage (Fotos a, c, d: © W. Ostendorf, b: © Terramare J. Königinger).

Die Vegetationsdeckung lag bei $D = 32\%$ und unterschied sich damit erheblich von den Referenzwerten (96,5 bzw. 100 %). Die Geotextilfläche wurde ähnlich wie die Referenzfläche durch *C. aspera* (92 %) dominiert, es kamen aber vergleichsweise hohe Anteile von *C. globularis* und *C. tomentosa* hinzu (Anhang III, Tabelle 2). Auch die aschefreie Phytomassendichte war deutlich herabgesetzt ($PM = 36$ vs. 235 bzw. 290 g af TS m^{-2}). Der Aschegehalt war hingegen kaum verändert.

4.6 Kolmation der Kiesschüttungen

Die Verfüllung des Porenraums der Schüttungssedimente (Kolmation) wurde am Beispiel der Schüttungsriegel in SI mit Hilfe von eingebrachten Containern untersucht (vgl. Kapitel 3.2). Der Versuchsansatz erlaubte für jeden Container eine genaue Massenbilanzierung der eingetragenen und der ausgetragenen Feststoffmenge, differenziert nach 20 maximal möglichen Korngrößenklassen zwischen fX (kleine Gerölle, 63 - 112 mm Äquivalentdurchmesser) und T (Ton, $< 2\ \mu m$).

Die Abbildung 8 verdeutlicht die Entwicklung. Sie zeigt das originale Schüttungsmaterial vor dem Einsetzen der Container in den Schüttungskörper (a, b) und das Resultat nach achteinhalb Jahren (c). Zu erkennen ist eine dichte Kruste aus Algen und Kalk sowie eine dünne Lage aus Molluskenschill (v. a. *Dreissena polymorpha* [PALLAS, 1771]). Nur die oberste ockerfarbene Schicht in einer Mächtigkeit von etwa 3 cm war oxidiert, darunter folgt ein anthrazitfarbener Schlamm, der durch Eisensulfide gefärbt war, die sich im anoxischen Milieu bilden (d). Die Einschwemmung von Schill reichte bis in eine Tiefe von etwa 5 cm; der untere Teil des 14 cm tiefen Containers war mit einem sehr wasserhaltigen, anthrazitfarbenen Feinschlamm angefüllt.

Bereits in der ersten Beobachtungsperiode zwischen der Fertigstellung der Schüttung (Ende Oktober 2009) und der Bergung von 3 Containern am 24.07.2010 kam es zu einem Austausch von Mittel- und Grobkies und Geröllen (OSTENDORP 2013). Dabei wurden vermutlich durch Wellenschlag einzelne Körner ausgetragen und andere wiederum aus der unmittelbaren Umgebung eingetragen. Material dieser Korngrößenklassen trägt jedoch nicht zur Porenraumverfüllung bei, so dass die nachfolgenden Betrachtungen auf den Korngrößenbereich zwischen feinem Feinkies (fFG, 2,0 – 3,55 mm) und Ton beschränkt bleiben.

Das originale Schüttungsmaterial enthielt mit nur $0,29 \pm 0,12\%$ ($M \pm SD$, $n = 4$) sehr geringe Anteile in diesem Korngrößenbereich. Alle darüber hinaus gehenden Mengen sind demnach als Eintrag aus dem umliegenden Sediment und aus dem Wasserkörper, also als Kolmationsprozess zu verstehen.

Die Abbildung 9 gibt die Feststoffbilanzen nach neunmonatiger und achteinhalbjähriger Expositionszeit wieder. In den Schüttungskörper der Container wurden vornehmlich mittelsandige und feinere Sedimente eingelagert mit Häufung im groben Grobsilt- und feinen Feinsand-Bereich (gGU, fFS, 35,5–112 μm). Innerhalb der ersten neun Monate wurden insgesamt 3,19 kg TS m^{-2} abgelagert, innerhalb eines mehr als elfmal so langen Zeitraums zwischen Ende Oktober 2009 und April 2018 aber nur 12,41 kg TS m^{-2} . Offenbar ging die Kolmation anfangs vergleichsweise rasch vor sich, in den folgenden Jahren verlangsamte sich aber die Sedimentationsrate.

Das durch Kolmation verfüllte Volumen lässt sich angesichts des heterogenen Füllsediments nicht exakt bestimmen. Jedoch kann ein minimaler Schätzwert auf folgende Weise

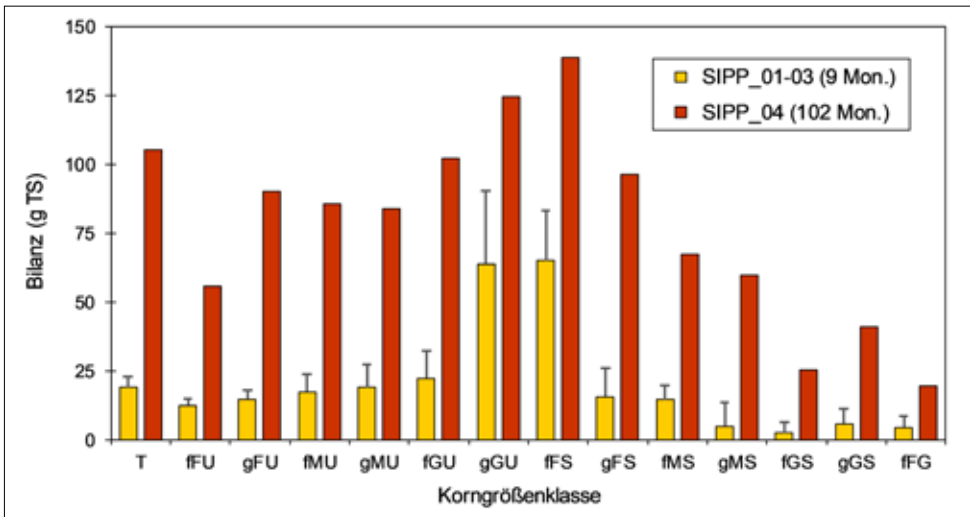


Abb. 9: Kolmation der Schüttungssedimente am Beispiel von Container-Exponaten in den Schüttungsriegeln der Station Sippligen-Osthafen. Feststoffbilanzen der einzelnen Korngrößenfraktionen (T – Ton, U – Silt, S – Sand, G – Kies; F – Fein-, M – Mittel-, G – Grob-Fraktion; f – feine, g – grobe Teilfraktion) nach neunmonatiger (SIPP_01-03) und achteinhalbjähriger Exposition (SIPP_04). $M \pm SD$ für SIPP_01-03 ($n = 3$) und Einzelwerte für SIPP_04 ($n = 1$).

berechnet werden: Die Container hatten bei einer offenen Oberfläche von $0,0882 \text{ m}^2$ ein Volumen von $0,01235 \text{ m}^3$. Im Durchschnitt wurden $21,43 \text{ kg}$ Gerölle und Kies (Schüttungsmaterial) eingefüllt, was bei einer angenommenen Dichte von etwa 2650 kg m^{-3} (Dichte von Quarz) einem Volumen von $8,09 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ entspricht. Demnach betrug das Porenvolumen in einem Container $4,26 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ entsprechend $34,4 \%$ des Containervolumens. Dieser Wert liegt deutlich höher als das Porenvolumen einer hexagonal oder kubisch dichtesten Kugelpackung (26%), zeigt also den unkonsolidierten Zustand der Schüttung. Geht man davon aus, dass das sedimentierte Feinmaterial ebenfalls die Dichte von Quarz aufwies, entsprach die sedimentierte Feststoffmasse von $1,095 \text{ kg}$ (SIPP_04, 2017) einem Volumen von $0,41 \times 10^{-3} \text{ m}^3$, also $3,3 \%$ des Container-Volumens. Demnach wurden innerhalb von $8,5$ Jahren nur etwa 10% des verfügbaren Porenvolumens verfüllt. Der tatsächliche Anteil dürfte größer sein, da auch Material mit geringerer Raumdichte sedimentierte, z. B. Molluskenschalen, Kalkkrusten der Armleuchteralgen und organische Substanz. Überdies war die Verteilung im Schüttungskörper nicht homogen, vielmehr reicherte sich mittelgrobes Material in der obersten Schicht an (Abbildung 8c) und „verstopfte“ den tiefer liegenden Porenraum.

4.7 Einfluss der Wassertiefe und der Sedimenttextur auf die Vegetation

Der Einfluss der Wassertiefe und der Sedimenttextur auf die Gesamtdichte, die Phytomasse und die Vegetationsanteile wurde anhand des gesamten Datensatzes, jedoch ohne den Geotextil-Standort mittels PLS-Regression untersucht ($n = 28$ Standorte).

Die Voraussetzung, multivariate Normalverteilung, wurde anhand der univariaten Normalverteilungen der Prädiktoren (Umweltvariable) und der Response-Variablen (die wich-

tigsten fünf Taxa) untersucht. Die Wassertiefe WD (m unter mMW) war normalverteilt und wurde nicht transformiert. X , G und S konnten durch Johnson-Transformation annähernd normalisiert werden. Die Artenzahl (SN) war annähernd normalverteilt, die Gesamt-Deckung (D) und die Phytomasse (PM) wurden Johnson-transformiert. Die transformierten Variablen sind mit einem * gekennzeichnet (Anhang V, Tabelle 1, 2). Die Anteilswerte aller Arten an der Vegetationsdecke waren nicht normalverteilt und ließen sich auch durch die bekannten Transformationsverfahren nicht normalisieren. Grund waren die häufigen Null-Werte. Entsprechend zurückhaltend müssen die Ergebnisse interpretiert werden.

Für die Abhängigkeit der Artenzahl (SN) ergab der PLS-Algorithmus ein optimiertes Modell mit zwei Prädiktoren, die auf einem Faktor projiziert wurden (Anhang V). Das Modell erklärte 23 % der SN -Varianz ($r^2 = 0,233$) und war hochsignifikant ($p > |t| = 0,008$). Dabei übten die Korngrößenfraktionen Geröll (X^*) und Sand (S^*) einen signifikanten Einfluss aus, wobei der Geröllanteil die Artenzahl tendenziell erhöhte ($b > 0$, Anhang V, Tabelle 1), während Flächen mit einem hohen Sandanteil eine eher gleichförmige Vegetationsdecke aus nur einer Art aufwiesen. Beide Prädiktoren hatten ungefähr die gleiche Bedeutung (VIP, \hat{b}). Hingegen war die Wassertiefe ohne Relevanz für das optimierte Modell.

Das vom PLS-Algorithmus optimierte Modell zur Erklärung der Gesamtdeckung (D) enthielt nur den Kies-Anteil als modellrelevanten Prädiktor. Das Modell war hochsignifikant ($p > |t| < 0,0001$) und erklärte 46,2 % der Varianz der Gesamt-Deckung (Anhang V, Tabelle 2). Ein steigender Kies-Anteil war dabei mit einer abnehmenden Gesamtdeckung der Vegetation verbunden. Wiederum war die Wassertiefe nicht im Modell enthalten.

Das optimierte Modell für die transformierte Phytomasse (PM^*) stützte sich auf die Prädiktoren Kies (G^*) und Sand (S^*), wobei ein hoher Kies-Anteil zu einer Verringerung, ein erhöhter Sand-Anteil zu einer Erhöhung der Phytomasse führte. Das Modell war hochsignifikant ($p > |t| = 0,003$) und erklärte 28,9 % der PM^* -Varianz. Der Kiesanteil hatte eine etwas größere Bedeutung für die Phytomasse (VIP, \hat{b} ; Anhang V, Tabelle 1) als der Sandanteil.

Das optimierte Modell für die Zusammensetzung der Vegetationsdecke erklärte 28,3 % der kumulativen Response-Varianz, die durch die Anteile der fünf Arten gegeben war (Anhang V, Tabelle 2). Der Kies-Anteil am Oberflächensediment wirkte sich auf die drei *Chara*-Arten deutlich stärker aus als auf die beiden Laichkraut-Arten (*P. friesii*, *S. pectinata*). Das gleiche galt für den Sand-Anteil. Ein steigender Kies-Anteil hatte geringere Anteile von *C. aspera* in der Vegetationsdecke zur Folge (\hat{b} , Tabelle 2 im Anhang V), während die beiden anderen *Chara*-Arten positiv beeinflusst wurden. Umgekehrt bewirkte ein hoher Sandanteil eine Erhöhung der *C. aspera*-Anteile und eine Verringerung der Anteile der beiden anderen Arten. Die Änderung des Sand-Anteils hatte gegenüber der des Kies-Anteils eine geringfügig höhere Bedeutung für das Modell (VIP, \hat{b} ; Anhang V, Tabelle 2). Die Auswirkungen der Sedimenttextur-Änderungen waren bei *C. aspera* besonders ausgeprägt, bei *C. contraria* und *C. globularis* dagegen schwächer und bei den beiden Laichkrautarten kaum noch vorhanden. Entsprechend war die Modellgüte (Korrelationskoeffizient der vorhergesagten Werte auf die gemessenen Werte) bei den drei Armleuchteralgen-Arten mit 38 bis 73 % erklärter Varianz hoch, während die Anteile der Laichkrautarten durch das Modell nicht befriedigend erklärt werden konnten ($r^2 < 0,08$, $p > 0,14$ in jedem Fall).

Wegen der starken Abweichung der Arten-Anteile von einer Normalverteilung (s. o.) wurde die Modellgüte überprüft, indem Kendalls τ für die nichtparametrische Korrelation der vorhergesagten Werte auf die gemessenen Werte berechnet wurde. In Übereinstimmung mit dem PLS-Modell wurden auch hier hochsignifikante Zusammenhänge für die drei Armeleuchteralgen gefunden, so dass von der Zuverlässigkeit der PLS-Ergebnisse ausgegangen wird.

5. Diskussion

Die Ufer des Bodensees – ebenso wie die anderer Alpenseen – beherbergen Kultur- und Naturgüter von nationaler und gemeinschaftlicher Bedeutung. Die Schutzziele beider überlappen sich in vielen wesentlichen Punkten (LAD 2013), haben sich doch die Kulturschichten stein- und bronzezeitlicher Siedlungen über Jahrtausende gerade eben an den naturnah gebliebenen Seeufern in hervorragender Qualität erhalten können.

Mitunter können jedoch Zielkonflikte auftreten, beispielsweise dann, wenn die verbliebenen Reste von Unterwasserdenkmälern mit konventionellen wasserbaulichen Methoden vor weiterer Zerstörung geschützt werden müssen. Derartige Eingriffe können zu einer lokalen Veränderung der Substrate und folglich zu einer Veränderung der Lebensräume für Unterwasserpflanzen, bodengebundene Wirbellose (Makrozoobenthos) und der Fischfauna führen und damit naturschutzfachliche Ziele, z. B. Natura 2000-Ziele tangieren (OSTENDORP et al. 2013).

In diesem Beitrag untersuchen wir die *langfristigen* Effekte von Erosionssicherungsmaßnahmen des Landesamts für Denkmalpflege Baden-Württemberg am Bodensee-Obersee auf die Unterwasservegetation, denn bislang sind nur die *kurzfristigen* Auswirkungen innerhalb von etwa neun Monaten nach Fertigstellung der Maßnahmen bekannt (OSTENDORP et al. 2013). Dabei wurde der Zeitfaktor durch die Auswahl von Probenahmeflächen unterschiedlicher Fertigstellungszeiträume ersetzt (space for time substitution, PICKETT, 1989).

In den untersuchten Stationen kamen drei Wasserpflanzen-Arten vor, die in einer der regionalen Roten Listen als „stark gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“ gekennzeichnet sind (Anhang III, Tabelle 1). Auch die zugehörigen Vegetationseinheiten stehen nach EG-Recht (FFH-RL) und deutschem Recht (BNatSchG) unter Schutz. Allerdings gehören zwei der aufgeführten Armeleuchteralgen-Arten (*C. aspera*, *C. contraria*) inzwischen wieder zu den häufigsten Wasserpflanzen im Bodensee. *Chara aspera* gilt als Referenzart für die Flachwasserbereiche des Bodensees nach EG-WRRL (SCHAUMBURG et al. 2014). Nach AG CHARACEEN DEUTSCHLANDS (2016) hat diese Art ihren Schwerpunkt in oligo- bis mesotrophen Gewässern. DIENST et al. (2012) bezeichnen *C. aspera* als einen Oligotrophierungszeiger, dessen Vorkommen während der Eutrophierungsphase des Bodensees wahrscheinlich erloschen war. *C. contraria* und *C. globularis* sind nicht als Referenzarten für die Flachwasserbereiche des Bodensees nach EG-WRRL eingestuft, sie zählen zu den indifferenten Arten (SCHAUMBURG et al. 2014) und nach AG CHARACEEN DEUTSCHLANDS (2016) zu den eutrophierungstoleranten Arten. Demgegenüber waren die Laichkraut-Arten (*P. friesii*, *S. pectinata*) und andere Blütenpflanzen (*Elodea* spp., *Myriophyllum spicatum*) von untergeordneter Bedeutung. Damit bildete die Unterwasservegetation der Stationen ziemlich genau das Spektrum der häufigsten Arten im westlichen Obersee-Gebiet ab.

Durch die Geröll- und Kiesschüttungen, die jeweils im Winterhalbjahr stattfanden, wurden die Diasporen der Unterwasserpflanzen überdeckt, so dass sie im folgenden Jahr nicht mehr zur Entwicklung kommen konnten. Bei den Armleuchteralgen, die auf den Untersuchungsflächen dominierten, handelt es sich um einjährige Arten mit hoher Oosporen-Produktion und gutem Ausbreitungsvermögen, so dass mit einer raschen Wiederbesiedlung der Schüttungsfläche zu rechnen war. Tatsächlich aber reichte offenbar eine Vegetationsperiode nicht aus, um eine zumindest geringe Wiederbesiedlung mit Makrophyten einzuleiten (Kapitel 4.4). Auch nach drei- bis achtzehnjähriger Entwicklung waren noch signifikante Unterschiede zwischen den Schüttungsflächen und den zugehörigen Referenzflächen zu erkennen (Kapitel 4.5.1), die sich in einer geringeren Artenzahl, einer geringeren Gesamtdeckung der Unterwasservegetation, einer leicht verringerten Phytomasse sowie in einer signifikant veränderten Zusammensetzung der Vegetationsdecke äußerten. So wurde *C. aspera* auf den Schüttungsflächen v. a. durch *C. globularis* ersetzt.

Die Ursachen dafür sind in den Eigenschaften des neu aufgetragenen Substrats zu suchen. Bei der Analyse des gesamten Datensatzes wurden ein signifikant positiver Effekt einer vergrößerten Substrattextur auf die Artenzahl, aber ein signifikant negativer Effekt auf die Gesamtdeckung und die Phytomasse und schließlich Effekte auf die Zusammensetzung der Vegetationsdecke nachgewiesen (Kapitel 4.7). Hier wurden insbesondere *C. aspera*, danach auch *C. contraria* und *C. globularis* deutlich beeinflusst, während für die beiden Laichkrautarten *P. friesii* und *S. pectinata* keine signifikanten Effekte zu erkennen waren. Grobkiesige Sedimentoberflächen begünstigen demnach *C. contraria* und *C. globularis*, während sich auf sandig-schlammigen Sedimenten dichte *C. aspera*-Rasen entwickeln. Die Wassertiefe, d. h. das Sohlniveau unter dem mittl. Mittelwasserstand hatte keinen Einfluss. Die Wassertiefe im Bereich zwischen 0,90 m und 1,80 m u. *mMW* kann als Proxy für die mechanische Belastung durch Wellengang angesehen werden.

ArMLEUCHTERALGEN werden hauptsächlich auf feinsandig-siltigem Sediment gefunden. Dabei spielen wahrscheinlich zwei Aspekte eine große Rolle: (i) die Etablierung und Keimung der Oosporen (BONIS & GRILLAS 2002), (ii) die Verankerung der Rhizoiden am Substrat (AG CHARACEEN DEUTSCHLANDS 2016). Die Keimung der Oosporen der meisten Arten wird durch ein anaerobes Milieu und gleichzeitig durch Licht gefördert (BONIS & GRILLAS 2002, S. 242). Diese Bedingungen sind vornehmlich in der Oberschicht feinkörniger, silikat- und/oder calcitreicher Sedimente gegeben, die in ungestörter Ablagerung bereits in einem Zentimeterä Tiefe permanent sauerstofffrei sind, aber dennoch eine gewisse Durchlichtung erfahren. Im Biofilm auf Geröllen und Kiesen herrscht zwar eine bessere Lichtversorgung, aber in den nur wenige Millimeter mächtigen Krusten entwickelt sich kein anaerobes Milieu. In solchen Substraten sind die Armleuchteralgen wohl ausschließlich auf das Lückensystem zwischen den Geröllen bzw. Kiesen angewiesen, in dem sich trotz der Belastung durch Wellen Feinmaterial hat absetzen können.

Diese Bedingungen sind auf den grobkörnigen Schüttungsflächen zunächst nicht gegeben (Kapitel 4.6). Die über den Suspensionstransport eingetragenen Oosporen sinken wahrscheinlich durch den Porenraum hindurch in tiefere Schichten des Schüttungskörpers ab. Dort herrschen zwar günstige anaerobe Bedingungen aber eine weitgehende Dunkelheit,

wodurch letztlich eine Keimung der Oosporen verhindert wird. Von daher kommt der Verfüllung des Porenraums mit Feinsediment (Kolmation) eine wichtige Rolle zu.

Bereits im Jahr nach der Fertigstellung der Schüttung kam es in Litzelstetten-Krähenhorn (LK) und Sipplingen-Osthafen (SI) zu einer geringfügigen Verfüllung des Porenraums mit Feinmaterial, das reich an organischer Substanz und Carbonat war (OSTENDORP 2013). Das Material stammte wahrscheinlich aus der Biomasse-Produktion der Umgebung (Kalkkrusten der Armleuchteralgen) und der Fallensubstrate selbst (Molluskenschill). Seinerzeit wurde vermutet, dass sich die vollständige Verfüllung des Porenraums über mehr als ein Jahrzehnt hinziehen könnte. Diese Vermutung konnte hier bestätigt werden (Kapitel 4.6). Innerhalb von 8,5 Jahren hatten sich zwar rd. 12 kg TS m² im Porenraum abgelagert, letztlich war aber nur etwa 10 % des verfügbaren Porenraums mit Feststoffen gefüllt. Das Erscheinungsbild der Container, an denen diese Ergebnisse erzielt wurden, lässt vermuten, dass die Substratoberfläche mit Biofilm, Molluskenschill (u. a. *Dreissena polymorpha*) und Kalkkrusten so weit verstopft war, dass kaum noch anorganisches Feinmaterial in größere Sedimenttiefen gelangte. Unter diesen Bedingungen war, wie am Beispiel der Riegelschüttungen in Sipplingen-Osthafen gezeigt werden konnte (vgl. Anhang IV), eine hohe Gesamtdeckung der Unterwasservegetation möglich.

Allerdings zeigten nicht alle Schüttungsflächen dieses Verhalten. Vielmehr gab es eine Gruppe aus fünf Flächen, die zwischen 2004 und 2011 fertiggestellt worden waren und die auch nach mehr als sechs Jahren nur Gesamtdeckungen zwischen 1 und 20 % aufwiesen (Kapitel 4.5.2). Diese Flächen besaßen einen deutlich höheren Kies-Anteil und waren überwiegend mit *C. globularis* besiedelt, während auf den acht Flächen mit hoher Gesamtdeckung *C. globularis* und *C. contraria* kodominant waren. Die Ursachen für diese offensichtliche Verzögerung der Substrat- und Vegetationsentwicklung bleibt einstweilen unklar. Eine Abhängigkeit vom Alter und von der Wassertiefe war jedenfalls nicht zu erkennen.

Betrachtet man – unabhängig von dieser Besonderheit – die Schüttungsflächen in ihrer Gesamtheit und vergleicht sie mit den jeweiligen Referenzflächen, muss man feststellen, dass die Geröll- und Kiessubstrate auch nach mehr als zehn Jahren signifikante Unterschiede aufwiesen, die unabhängig von der Wassertiefe waren (vgl. Kapitel 4.5.1). An Uferstrecken mit texturrell gleichförmigen Oberflächensedimenten stellen sie offenbar mehr Habitat-Nischen bereit, so dass die Artenzahl submerser Makrophyten auf den Schüttungsflächen signifikant höher war als auf den Referenzflächen (Kapitel 4.5.1).

Zwei der Erosionssicherungsmaßnahmen wurden mit Schüttungsriegeln und dazwischen eingeschlossenen Wabeninnenflächen ausgeführt. Die weitgehend naturbelassenen Innenflächen glichen hinsichtlich des Substrats und der Vegetationsdecke den Referenzflächen. Dies weist darauf hin, dass die Auswirkungen von Schüttungsmaßnahmen offenbar lokal sehr begrenzt sind, zumindest was die Lebensbedingungen für die Unterwasservegetation angeht.

Eine weitere Unterwasserdenkmalstation war bereits 1992 mit Geotextil ohne Kiesschüttung abgedeckt worden. Das Material wurde inzwischen mit einem dichten Biofilm überzogen, war teils blasig aufgetrieben und konnte daher nur von einer lückigen Vegetationsdecke ($D = 32\%$) besiedelt werden, in der – im Unterschied zu allen Schüttungen – *C. aspera*,

also eine für feinsandige Substrate charakteristische Art (vgl. Kapitel 4.7) dominierte. Dominanzbestände von Armleuchteralgen auf geotextilen Vliesen wurden auch von VAN DE WEYER et al. (2016) beschrieben.

Eine direkte Folge des anfänglichen Fehlens von Unterwasserpflanzen war, dass ein wichtiger Lebensraum für Makrozoobenthos-Organismen (MZB) wegfiel, der auf den vegetationsbedeckten Referenzflächen mehr als die Hälfte aller MZB-Organismen des Standorts beherbergte. Die Gesamt-MZB-Dichte war im Vergleich zu solchen Referenzflächen drastisch reduziert (OSTENDORP et al. 2013).

Hingegen dürften die Fische mit wenigen Ausnahmen von den Grobsubstraten profitieren, da der dichte Bewuchs mit strukturell einförmigen Armleuchteralgenrasen auf begrenzter Fläche unterbrochen wird und der Kies- und Geröllgrund als neues und für einige Arten, z. B. die Bachschmerle (*Barbatula barbatula* [LINNAEUS, 1758]), besser nutzbares Substrat für die Nahrungssuche zur Verfügung steht.

Auch wenn die anthropogenen Eingriffe in die Substratverhältnisse zu lang anhaltenden Veränderungen in der Unterwasservegetation mit einer verringerten Deckung und Phyto-masse sowie einer Verschiebung im Artenspektrum führen, muss man sich bewusst sein, dass es sich um lokal begrenzte Effekte handelt. Insgesamt wurden in den untersuchten Stationen rd. 14.100 m² Uferfläche überdeckt, entsprechend etwa 0,28 % der Litoralfläche des Überlinger Sees (4,96 km², 390,0 – 395,2 m ü. NHN). Vielmehr gingen die substantiellen Veränderungen von seeweiten Faktoren aus, insbesondere von der Nährstoffbelastung des Wasserkörpers (IGKB 2004, OSTENDORP 2004, S. 203 ff., GÜDE & STRAILE 2016). So wurde *C. aspera* Anfang der 1960er Jahre noch an zahlreichen Uferabschnitten des westlichen Obersees angetroffen, verschwand dann aber während der rasanten Eutrophierung vollständig aus dem See und konnte erst Ende der 1980er Jahre wieder nachgewiesen werden (zusammenfassend SCHMIEDER et al. 2017). Aktuell hat *C. aspera* das gesamte westliche Bodenseeufer besiedelt. Auch die Bestände von *C. contraria* gingen in den 1970er und 1980er Jahren stark zurück; die Art konnte sich aber im See halten und war 1993 wieder an nahezu allen Uferabschnitten des westlichen Bodensees anzutreffen. *C. globularis* wurde bereits Mitte der 1960er Jahre nur an wenigen Uferabschnitten des Untersees gefunden, war dann in der Oligotrophierungsphase wieder präsent und gehört heute zusammen mit den beiden anderen Arten zu den häufigsten Armleuchteralgen im Bodensee (SCHMIEDER et al. 2017). Während der Eutrophierungsphase wurden die Armleuchterrasen durch Massenentwicklungen von schmalblättrigen Laichkraut-Arten, v. a. *S. pectinata*, und fädigen Grünalgen (*Cladophora* sp.) ersetzt (BAUER et al. 2014), die auf den Schüttungsflächen – wie inzwischen auch im gesamten See – nur noch eine untergeordnete Rolle spielen.

Ob sich die hier dargestellten Zusammenhänge auch in den zukünftigen Jahren so darstellen werden, muss angesichts der sich rasch ausbreitenden Quagga-Muschel (*Dreissena bugensis* = *D. rostriformis bugensis* ANDRUSOV, 1897) offenbleiben. Unsere Untersuchungen wurden in einer Zeit durchgeführt, in der die Zebra-Muschel (*D. polymorpha* PALLAS 1771) die einzige oder zumindest die weitaus dominierende Dreikant-Muschelart war. Seit 2016 kommt die Quagga-Muschel im Bodensee vor. Sie hat in den folgenden drei Jahren die Zebra-Muschel weitgehend aus dem Litoral verdrängt (HALTNER et al. 2021). Im Unterschied zur Zebra-Muschel ist sie nicht auf Hartsubstrate angewiesen, sondern besiedelt auch san-

dige Sedimentoberflächen bis in größere Wassertiefen von über 40 m (NALEPA et al. 2010). Überdies besitzt sie eine höhere Filtrationsrate, so dass die Trübung (Planktonalgen, Detritus) des litoralen Wasserkörpers reduziert wird. Von der höheren Eindringtiefe des Sonnenlichtes und der besseren Strahlungsversorgung können die submersen Makrophyten profitieren (ZHU et al. 2006; WEGNER et al. 2019). Ob dieser Effekt bereits in der geringen Wassertiefe der Schüttungsflächen eine Rolle spielen wird, scheint fraglich. Stattdessen könnte sich auf sandig-siltigen Feinsedimentoberflächen eine Raumkonkurrenz zwischen submersen Makrophyten und den Quagga-Muscheln ergeben. Diese Substrate waren bisher dichten Armleuchter- und Laichkrautbeständen vorbehalten, in denen sich die Ende der 1960er Jahre eingewanderte Zebra-Muschel nicht etablieren konnte. Die Quagga-Muschel vermag hingegen solche Substrate nahezu lückenlos mit hoher Individuendichte zu besiedeln (HALTNER et al. 2021, Abb. 2), so dass einjährige Makrophytenarten (hier: *Chara* spp.) völlig vom Standort verdrängt werden könnten, während mit Rhizomen ausgestattete Arten (hier: *Potamogeton/Stuckenia* spp.) vielleicht weniger zu leiden hätten. Konkrete Beobachtungen liegen aber noch nicht vor.

6. Fazit und Empfehlungen

Unsere Untersuchungen haben gezeigt, dass die denkmalpflegerischen Erosionsschutzmaßnahmen nicht nur im ersten Jahr nach ihrer Fertigstellung (OSTENDORP et al. 2013), sondern dauerhaft, mindestens über ein Jahrzehnt hinweg, zu einer lokalen Veränderung des Substrats und der Unterwasserpflanzenvegetation führen können. Der Porenraum der groben Flächen- und Riegelschüttungen verfüllt sich nur langsam und behindert dabei die Keimung der Fortpflanzungskörper der Armleuchterlagen (Oosporen), die sich zudem auf den groben Kiesen und Geröllen nicht verankern könnten. Schüttungsflächen, die im Laufe der Zeit ein sandigeres Oberflächensediment entwickelt, tragen auch eine dichtere Vegetationsdecke. Sandigere Substrate begünstigen *Chara aspera*, kiesige Substrate *C. contraria* und *C. globularis* sowie Laichkraut-Arten und fädige Grünalgen. Insgesamt ist die Artenvielfalt auf den Schüttungsflächen im Mittel etwas höher als auf den zugehörigen Referenzflächen. Die vergleichende Analyse der Wabeninnenflächen, die unmittelbar an die Riegelschüttungen angrenzen, zeigte, dass die Auswirkungen lokal, d. h. auf den unmittelbar überschütteten Bereich begrenzt sind. Die Untersuchungen, die im Jahr nach der Fertigstellung durchgeführt wurden (OSTENDORP et al. 2013) lassen erkennen, dass auch andere Komponenten des Ökosystems, insbesondere das Makrozoobenthos und die Fischfauna betroffen sind.

Aus natur- und gewässerschutzfachlicher Sicht sind die Erosionssicherungsmaßnahmen wie folgt einzuschätzen:

1. Konflikte mit dem Artenschutz (Rote-Liste-Arten, Arten der Natura 2000-Anhanglisten) sind nicht zu erkennen, da alle gefundenen Unterwasserpflanzenarten inzwischen wieder sehr häufig am westlichen Bodenseeufer anzutreffen sind. Arten der Strandrasen, z. B. das Bodensee-Vergissmeinnicht *Myosotis rehsteineri* WARTMANN (FFH Anhang IV, Code 1670 ; in der Nähe der Station LK) oder Lebensräume der Bauchigen Windelschnecke *Vertigo moulinsiana* (DUPUY 1849) (FFH Anhang II, Code 1016, in der Nähe von LK) sind nicht tangiert, weil die Maßnahmen erst deutlich unter der Niedrigwasserlinie beginnen. Für die (potentiellen) Lebensräume der Groppe *Cottus gobio* LINNAEUS, 1758 (FFH

Anhang II, Code 1163) am nördlichen Überlingersee-Ufer stellt das aufgebrauchte Geröll-Substrat eher eine Verbesserung dar.

2. Insgesamt sind weit weniger als 1 % der wasserseitigen Uferfläche durch die Erosionssicherungsmaßnahmen betroffen. Von daher wird der „gute“ Erhaltungszustand (Wertstufe B) des Lebensraumtyps LRT 3130, der hier durch die Strandrasen repräsentiert wird, in keiner Weise und der „hervorragende“ Erhaltungszustand (Wertstufe A) des LRT 3140 „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ in den beiden relevanten FFH-Gebieten nicht merklich beeinträchtigt.
3. Die Zustandsklassifikation des WRRL-Wasserkörpers „Flachwasserzone im Bodensee-Obersee“ am baden-württembergischen und bayerischen Ufer (LUBW 2009, Tab. 1-1) wird angesichts der geringen Ausdehnung und der letztlich nur geringen Verschiebung des Artenspektrums nicht beeinflusst. Bei zufallsgemäßer Auswahl der Erfassungstranssekte (vgl. BAUER et al. 2014) ist bereits aus methodischen Gründen die Wahrscheinlichkeit sehr gering, dass ein Beobachtungspunkt auf einer Schüttungsfläche zu liegen kommt.

Sofern die Maßnahmen räumlich begrenzt sind, tragen sie zur strukturellen Diversifizierung bzw. zur Lebensraumvielfalt für Makrozoobenthos und Fische bei. Diese Feststellungen stehen unter dem Vorbehalt aktueller und zukünftiger Entwicklung des Bodensee-Ökosystems, v. a. der abzusehenden Dominanzentwicklung der Quagga-Muschel sowohl auf Hartsubstraten der Schüttungsflächen als auch auf den Weichsubstraten der naturbelassenen Referenzflächen (HALTINER et al. 2021).

Wenn lokal eine Minimierung der Effekte angedacht ist, empfiehlt sich eine Modifizierung des Schüttungsmaterials, dem dann mehr Feinmaterial im Grobsand-, Fein- und Mittelkiesbereich (0,63 - 20 mm Äquivalentdurchmesser) beigegeben werden sollte. Dadurch könnte die Porenraumverfüllung (Kolmation) beschleunigt werden. Gleichzeitig würden sich zwischen den oberflächennahen Geröllen Taschen mit Sandmaterial bilden, die die Keimung und Etablierung von Armleuchteralgen-Oosporen begünstigen.

Eine andere Option besteht in der Ausführung von Riegelschüttungen mit dazwischenliegenden naturbelassenen Wabeninnenflächen. Die Sedimenttextur und die Unterwasservegetation der Innenflächen ähneln dabei denen der naturbelassenen Lebensräume der Umgebung. Aus denkmalpflegerischer Sicht muss allerdings sichergestellt sein, dass es hier zu keiner weiteren Erosion kommt. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse bestehen auch gegen diese Form der Erosionssicherung keine ökologischen Bedenken.

Dagegen wies die einzige zur Verfügung stehende Geotextil-Fläche in der Station Sipplingen-Osthafen auch nach 25 Jahren nur eine reduzierte Vegetationsdichte auf, so dass diese Ausführungsform aus ökologischen Gründen nur eingeschränkt empfohlen werden kann.

7. Danksagung

Teile der Arbeiten wurden durch das Verbundprojekt „HyMoBioStrategie“, Förderkennzeichen 033Wo21, im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (ReWaM)“ gefördert, die

zum Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM) im Rahmen von FONA (Forschung für nachhaltige Entwicklung) gehört. Wir bedanken uns beim Bundesministerium für Bildung und Forschung für die finanzielle Förderung unseres Vorhabens.

Literaturverzeichnis

- AG CHARACEEN DEUTSCHLANDS, Hrsg. (2016): Armluchteralgen. Die Characeen Deutschlands. 618 S., Springer, Heidelberg.
- BAUER, F., HARLACHER, R., HUBER, M. G. J., SCHRANZ, C., STELZER, D. (2014): Submerse Makrophyten des Bodensee – Kartierung in den Jahren 2006-2010. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee 58: 1-153.
- BONIS, A., GRILLAS, P. (2002): Deposition, germination and spatio-temporal patterns of charophyte propagule banks: a review. *Aquatic Botany* 72: 235-248.
- BREM, H., EBERSCHWEILER, B., GRABHER, G., SCHLICHTHERLE, H., SCHRÖDER, H.-G., Hrsg. (2013a): Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee. Ein internationales Projekt im Rahmen des Interreg IV-Programmes „Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein“ zur Entwicklung von Handlungsoptionen zum Schutz des Kulturgutes unter Wasser. 303 S., Bregenz.
- BREM, H., EBERSCHWEILER, B., SCHLICHTHERLE, H. (2013b): Gefährdetes Kulturgut im Bodensee und Zürichsee. S. 15-24. In: BREM, H., EBERSCHWEILER, B., GRABHER, G., SCHLICHTHERLE, H., SCHRÖDER, H.-G., Hrsg. Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee. Ein internationales Projekt im Rahmen des Interreg IV-Programmes „Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein“ zur Entwicklung von Handlungsoptionen zum Schutz des Kulturgutes unter Wasser. Bregenz.
- BREM, H., RAMSEYER, D., ROULIÈRE-LAMBERT, M.-J., SCHIFFERDECKER, F., SCHLICHTHERLE, H., Hrsg. (2015): Archéologie & érosion - 3. Monitoring et mesures de protection pour la sauvegarde des palafittes préhistoriques autour des Alpes. Actes de la troisième Rencontre Internationale Arenenberg et Hemmenhofen 8-10 octobre 2014. 207 S., Lons-le-Saunier (Fr).
- COX, I., GAUDARD, M. (2013): Discovering Partial Least Squares with JMP®. 308 S., SAS Institute, Inc., Cary, North Carolina.
- DIENST, M., STRANG, I., SCHMIEDER, K. (2012): Die Wasserpflanzen des Bodensee-Untersees im Wandel der letzten 100 Jahre. *Mitt. Thurg. Naturforsch. Ges.* 66: 111-148, 2 Beilagen.
- EBERSBACH, R., MAINBERGER, M., GOLDHAMMER, J., OSTENDORP, W. (2019): Archäologische Denkmalpflege in der Uferzone des Bodensees. S. 117-126. In: HOFMANN, H., OSTENDORP, W. (Hrsg.): Seeufer: Wellen – Erosion – Schutz – Renaturierung. Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz – Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015-2018). Konstanz
- GÜDE, H., STRAILE, D. (2016): Bodensee – Ökologie und anthropogene Belastungen eines tiefen Voralpensees. *Limnologie aktuell* Bd. 15, 271 S.
- HALTINER, L., POUQUET, G., SPAAK, P., ALEXANDER, J. (2021): Die gebietsfremde Quaggamuschel erobert den Bodensee – drohen massive Folgen für das Ökosystem? *SeeWandel-Faktenblatt* Nr. 2, 9 S., Dübendorf (CH).
- HOFMANN, H., OSTENDORP, W. (2015): Wellenexposition und Sedimentmobilisierung im Bereich ausgewählter Unterwasserdenkmäler (UNESCO-Welterbestätten) des Bodensees. S. 35-42. In: BREM, H., RAMSEYER, D., ROULIÈRE-LAMBERT, M.-J., SCHIFFERDECKER, F., SCHLICHTHERLE, H. (Hrsg.): Archéologie et érosion Bd. 3, 2014, Lons-le-Saunier (Fr).
- HOFMANN, H., OSTENDORP, W., Hrsg. (2019): Seeufer: Wellen – Erosion – Schutz – Renaturierung. Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz – Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015-2018). 155 S., Konstanz.
- IGKB, INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE (2004): Der Bodensee. Zustand – Fakten – Perspektiven. 177 S., Bregenz.

- KÖNINGER, J., SCHLICHTERLE, H. (2013): Schutzmaßnahmen für Pfahlbausiedlungen am baden-württembergischen Bodenseeufer: Verfahrenstechniken, Bestand, Erfahrungen und Ausblick. S. 113–126. In: BREM, H., EBERSCHWEILER, B., GRABHER, G., SCHLICHTERLE, H., SCHRÖDER, H.-G., Hrsg.: Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee. Ein internationales Projekt im Rahmen des Interreg-IV-Programmes „Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein“ zur Entwicklung von Handlungsoptionen zum Schutz des Kulturgutes unter Wasser. Bregenz.
- LAD, LANDESAMT FÜR DENKMALPFLEGE BADEN-WÜRTTEMBERG, Hrsg. (2013): Archäologie – Landwirtschaft – Forstwirtschaft. Wege zur integrativen Nutzung von Bodendenkmalen in der Kulturlandschaft. 76 S., Stuttgart.
- LANG, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. Archiv für Hydrobiologie Suppl. 32: 437-574.
- LANG, G. (1968): Vegetationsveränderungen am Bodenseeufer in den letzten hundert Jahren. Schr. Ver. Gesch. Bodensee 86: 295-319.
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee Nr. 12, 67 S.
- LANG, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees – 1978 im Vergleich mit 1967. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee Nr. 26, 64 S.
- LANG, G. (1990): Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes. 2. Aufl., 462 S., G. Fischer, Stuttgart.
- LUBW, LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2009): Dokumentation für Seen zum Bewirtschaftungsplan/Maßnahmenprogramm. 24 S., Karlsruhe.
- LUBW, LANDESANSTALT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (2017): Managementplan für das FFH-Gebiet 8220-341 „Bodanrück und westlicher Bodensee“ und Vogelschutzgebiete. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/map-endfassungen-uebersicht/> (zuletzt aktualisiert 15.03.2017).
- LUBW, LANDESANSTALT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (2018): Managementplan des FFH-Gebietes „Überlinger See und Bodenseeuferlandschaft und des Vogelschutzgebietes „Überlinger See des Bodensees“. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/map-endfassungen-uebersicht/> (zuletzt aktualisiert 29.11.2018).
- LUBW, LANDESANSTALT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (2021): Daten- und Kartendienst der LUBW. <https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de> (zuletzt aufgerufen im April 2021).
- NALEPA, T. F., FANSLow, D. L., POTHOVEN, S. A. (2010): Recent changes in density, biomass, recruitment, size structure, and nutritional state of *Dreissena* populations in southern Lake Michigan. Journal of Great Lakes Research 36: 5-19.
- OSTENDORP, W. (2004): Was haben wir aus dem Bodenseeufer gemacht? Versuch einer Bilanz. Schr. Ver. Gesch. Bodensee 122: 181-251.
- OSTENDORP, W. (2013): Erosionsinstabile Sedimentfraktionen in den Unterwasserdenkmal-Stationen Litzelstetten-Krähenhorn und Sipplingen-Osthafen am Bodensee. S. 67-77. In: BREM, H., EBERSCHWEILER, B., GRABHER, G., SCHLICHTERLE, H., SCHRÖDER, H.-G. (2013): Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee. Bregenz.
- OSTENDORP, W., DIENST, M., KRAMER, I., STRANG, I. (2013): Ökologische Begleituntersuchungen an drei denkmalpflegerischen Erosionssicherungsmaßnahmen am deutschen und schweizerischen Bodenseeufer. S. 149-170. In: BREM, H., EBERSCHWEILER, B., GRABHER, G., SCHLICHTERLE, H., SCHRÖDER, H.-G. (Hrsg.): Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee. Bregenz.
- OSTENDORP, W., PEETERS, F., HOFMANN, H., SCHLICHTERLE, H., BREM, H. (2016): Erosion hazards and efficient preservation measures in prehistoric cultural layers in the littoral of Lake Constance (Germany, Switzerland). Conservation and Management of Archaeological Sites 18 (1-3): 217-229. DOI: 10.1080/13505033.2016.1182757.
- PICKETT, S. T. A. (1989): Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. S. 110-

135. In: LIKENS, G. E. (Hrsg.): Long-Term-Studies in Ecology. Springer, New York.
- RVBO, REGIONALVERBAND BODENSEE-OBERSCHWABEN (1984): Bodenseeuferplan. 68 S. + Kte. i. Anh., Ravensburg.
- RVHB, REGIONALVERBAND HOCHRHEIN-BODENSEE (1984): Bodenseeuferplan. 52 S. + Kte i. Anh., Waldshut.
- SCHMIEDER, K. (1998): Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Nr. 46, 169 S.
- SCHMIEDER K., MURPHY F., DIENST M., STRANG I., BOY E., SANNY M., JANKE M., ULMA M., HOHNER J., FRANKE G. (2017): Die Entwicklung der Characeen-Bestände des Bodensees als Spiegel der trophischen Veränderungen der vergangenen Jahrzehnte. Rostocker Meeresbiolog. Beitr. 27: 81-93.
- SUTER, P. J., SCHLICHTERLE, H. (2009): UNESCO World Heritage Candidature ‚Prehistoric Pile Dwellings around the Alps‘. 104 S., Biel/Bienne (CH).
- UNESCO, UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (1972): Übereinkommen zum Schutz des Kultur- und Naturerbes der Welt. Paris, 17 S. Download unter www.unesco.de.
- UNESCO (2010, 2011): Prehistoric Pile Dwellings around the Alps – World Heritage nomination. Nomination Dossier: Exective Summary (2010, revised in 2011), Volumes I, II, III (2010) and Additional Information (2011). Paris (download: <http://www.palafittes.org/en/products-downloads/news/index.html>; zuletzt ausgerufen im März 2021).
- UNESCO (2021): <https://www.unesco.de/kultur-und-natur/welterbe/welterbe-deutschland/praehistorische-pfahlbauten-um-die-alpen> (zuletzt aufgerufen im April 2021).
- VAN DE WEYER, K., MEIS, S., SÜMER, G. (2016): Erfahrungen mit unterschiedlichen Sohlbelegungsmaterialien zum Management von Makrophyten-Massenentwicklungen im PHOENIX See (Dortmund). Korrespondenz Wasserwirtschaft 2016: 353-356. <http://lanaplan.de/download/vandeWeyer-2016Phoenixsee.pdf>.
- WEGNER, B., KRONSBAIN, A. L., GILDEFALK, M., VAN DE WEYER, K., MONAGHAN, M. T., KÖHLER, J., HILT, S. (2019): Mutual facilitation and subsequent competition among invading western waterweed and quagga mussels. *Frontiers of Plant Sciences*, 26 June 2019. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00789>.
- ZAIONTZ, C. (2020): Real Statistics using Excel. www.real-statistics.com (zuletzt aufgerufen im März 2021).
- ZHU, B., FITZGERALD, D. G., MAYER, C. M., RUDSTAM, L.G. & MILLS, E. L. (2006): Alteration of Ecosystem Function by Zebra Mussels in Oneida Lake: Impacts on Submerged Macrophytes. *Ecosystems* 9: 1017-1028.

Abkürzungen - Symbole - Einheiten

Symbol	Einheit	Erläuterungen
Δx		Mittelwert der Differenz der Wertepaare $x_{\text{Test}} - x_{\text{Ref}}$
τ	-	Rangkorrelationskoeffizient n. Kendall
b, \hat{b}		Regressionskoeffizient, standardisierter Regressionskoeffizient
D	%	Deckung der Vegetation (Gesamtdeckung, Deckung einzelner Arten)
$F(df_1; df_2)$		Prüfstatistik F mit den Freiheitsgraden df_1 und df_2
G	%	Kies-Anteil (Sedimenttextur), Äquivalentdurchmesser 2,0 bis 63 mm
M		arithmetischer Mittelwert
mMW	m ü. NHN	langjährig mittlerer Mittelwasserstand (am Bodensee-Obersee) im Normalhöhennull des deutschen Haupthöhensystems (DHHN92), 395,24 m ü. NHN (Periode 1990/91 – 2019/20)
MZB		Makrozoobenthos
n	-	Stichprobenumfang
NHN		Normalhöhennull des deutschen Haupthöhensystems (DHHN92)
$p > t , p > F$		Irrtumswahrscheinlichkeit für die Prüfgrößen $ t $ bzw. F
PLS	-	Partial Least Squares Regression Model (statistische Methode zur Bestimmung optimaler multivariater Modelle)
PM	g af TS m ²	Phytomasse-Dichte, Gramm aschefreie Trockenmasse pro Quadratmeter
r, r^2		Pearson Korrelationskoeffizient, Bestimmtheitsmaß
S	%	Grob- und Mittelsand-Anteil (Sedimenttextur), Äquivalentdurchmesser 0,2 bis 2,0 mm
SD, SE		Standardabweichung, Standardfehler
SN	-	Zahl der Taxa (Arten) in einer Probe
$ t (df)$		Prüfgröße der t-Statistik, zweiseitig, mit Freiheitsgrad df
$TS, af TS$		Trockensubstanz, aschefreie Trockensubstanz
UT	%	Schlamm-Anteil (Sedimenttextur), Äquivalentdurchmesser kleiner als 0,2 mm
VIP	-	Variable Importance for the Projection (Maß und Kriterium für den Einschluss einer Prädiktor-Variablen in ein PLS-Modell)
WD	m u. mMW	Wassertiefe (des Seebodens) unter dem mittl. Mittelwasserniveau
X	%	Geröll-Anteil (Sedimenttextur), Äquivalentdurchmesser 63 mm und größer
$W(df)$	-	Prüfgröße des Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Tests (Median-Vergleich) mit Freiheitsgrad df

Die Anhänge I bis V sind nur in der digitalen Ausgabe des Beitrags enthalten.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V. Freiburg i. Br.](#)

Jahr/Year: 2022

Band/Volume: [NF_25](#)

Autor(en)/Author(s): Ostendorp Wolfgang, van de Weyer Klaus

Artikel/Article: [Erosionsschutzmaßnahmen in Unterwasserdenkmälern am Bodensee-Obersee: Auswirkungen auf die Makrophytenvegetation und Naturschutzverträglichkeit 33-59](#)