

Scheres, Babette; Arns, Arne; Bisgwa, Cajus; Deutschmann, Björn; Fröhle, Peter; Goseberg, Nils; Graunke, Annelie; Hoffmann, Tom K.; Hollert, Henner; Jensen, Jürgen; Jordan, Philipp; Keimer, Kara; Manojlovic, Natasa; Michalzik, Jochen; Paul, Maike; Schlurmann, Torsten; Schürenkamp, David; Soltau, Felix; Ulm, Marius; Wrage-Mönnig, Nicole; Schüttrumpf, Holger

EcoDike – Grüne Seedeiche und Deckwerke für den Küstenschutz

Zur Verfügung gestellt in Kooperation mit / Provided in Cooperation with:
KFKI - Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen (Hg.)

Verfügbar unter / Available at:

<https://hdl.handle.net/20.500.11970/108880>

Vorgeschlagene Zitierweise / Suggested citation:

Scheres, Babette; Arns, Arne; Bisgwa, Cajus; Deutschmann, Björn; Fröhle, Peter; Goseberg, Nils; Graunke, Annelie; Hoffmann, Tom K.; Hollert, Henner; Jensen, Jürgen; Jordan, Philipp; Keimer, Kara; Manojlovic, Natasa; Michalzik, Jochen; Paul, Maike; Schlurmann, Torsten; Schürenkamp, David; Soltau, Felix; Ulm, Marius; Wrage-Mönnig, Nicole; Schüttrumpf, Holger (2022): EcoDike – Grüne Seedeiche und Deckwerke für den Küstenschutz. In: Die Küste 91. Karlsruhe: Bundesanstalt für Wasserbau. S. 23-66.
<https://doi.org/10.18171/1.091105>.



EcoDike – Grüne Seedeiche und Deckwerke für den Küstenschutz

Babette Scheres¹, Arne Arns², Cajus Bisgwa³, Björn Deutschmann⁴, Peter Fröble⁵, Nils Goseberg⁶, Annelie Graunke³, Tom K. Hoffmann⁷, Henner Hollert⁸, Jürgen Jensen⁹, Philipp Jordan⁵, Kara Keimer⁶, Natasa Manojlovic⁵, Jochen Michalzik⁷, Maike Paul⁷, Torsten Schlurmann⁷, David Schürenkamp⁶, Felix Soltan⁹, Marius Ulm⁹, Nicole Wrage-Mönnig³ und Holger Schüttrumpf¹

¹ RWTH Aachen University, Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserrwirtschaft

² Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur Küstenschutz und Küstendynamik

³ Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur Grünland und Futterbauwissenschaften

⁴ RWTH Aachen University, Institut für Umweltforschung (Biologie V)

⁵ Technische Universität Hamburg, Institut für Wasserbau

⁶ Technische Universität Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau

⁷ Leibniz Universität Hannover, Ludwig-Franziskus-Institut für Wasserbau, Ästuar- und Küsteningenieurwesen

⁸ Goethe-Universität Frankfurt am Main, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität

⁹ Universität Siegen, Forschungsinstitut Wasser und Umwelt

Zusammenfassung

Seedeiche stellen nicht nur ein wichtiges Küstenschutzelement, sondern gleichzeitig auch ein Ökosystem dar, das wertvolle Ökosystemleistungen mit sich bringen kann. Ziel des EcoDike-Projektes war es, Ansätze und Methoden zur ökologischen Aufwertung von Seedeichen unter Bewahrung der Deichsicherheit zu erarbeiten und wissenschaftlich zu untersuchen, um schlussendlich Empfehlungen für ökologisch aufgewertete und ökosystemfördernde Seedeiche zusammenzustellen. Dabei haben die Deichsicherheit und somit die Küstenschutzfunktion des Deiches weiterhin oberste Priorität. Möglichkeiten zur ökologischen Aufwertung von Seedeichsystemen stellen (i) die Förderung von natürlichen oder naturbasierten Lösungen im Vorland, z. B. Vorlandvegetation, und (ii) eine angepasste Gestaltung des Deichbauwerks selbst, z. B. durch Begrünung mit ökologisch wertvollere Deichvegetation, dar. Bei der Untersuchung der Interaktion von hydrodynamischen Prozessen und Vorlandökosystemen wurden neue Methoden zur Parametrisierung von Vorlandvegetation entwickelt und neue Erkenntnisse zur Reduktion von Wellenbelastungen an Seedeichen durch Vegetation gewonnen. Der ökologische Wert der Deichdeckschicht kann durch Verwendung ökologisch wertvollere Vegetation, insbesondere Kräutern und Leguminosen, erhöht werden. Hierbei ist der Erosionsschutz der Deichdeckschicht weiterhin zu gewährleisten. Anhand von physikalischen Modellversuchen, in-situ Tests und Laboranalysen konnte neues Wissen zur Etablierung, dem ökologischen Wert und dem Erosionswiderstand verschiedener Vegetationen unter Küstenbedingungen erlangt werden. Bestehende Deichmonitoring- und Deichunterhaltungsstrategien wurden analysiert und neue in-situ-Tests und Bewertungsschemata entwickelt und erprobt.

Schlagwörter

Grüne Seedeiche, Ökologische Aufwertung, Naturbasierte Methoden, Deichvegetation, Wellen-Vegetations-Interaktion, Deichunterhaltung, Ökotoxikologie, Ökosystemleistungen

Summary

Sea dikes are not only an important coastal protection element, but also represent an ecosystem that can supply valuable ecosystem services. The objective of the project EcoDike was to develop and investigate methods and approaches for ecological enhancements of sea dikes and finally compile recommendations for ecologically enhanced and ecosystem-supporting sea dikes. The dike safety, however, and with this the coastal protection function still have highest priority. Options for ecological enhancement of sea dikes were found by (i) supporting natural or nature-based solutions in the foreshore, e.g. foreshore vegetation, and (ii) enhancing the dike structure itself, e.g. with ecologically more valuable sea dike vegetation. Investigating the interaction of hydrodynamic processes and foreshore vegetation, new methods for vegetation parameterization were developed and new insights into reduction of wave loads on sea dikes due to foreshore vegetation were gained. The ecological value of dike covers can be enhanced by applying ecologically more valuable vegetation, especially herbs and legumes. In doing so, the erosion protection of the dike cover has to be maintained. With physical model tests, in-situ tests and laboratory analyses, new knowledge on vegetation establishment, ecological value and erosion resistance of different vegetations under coastal conditions was acquired. Monitoring and maintenance strategies were analyzed and in-situ tests and evaluation schemes were developed and tested.

Keywords

green sea dikes, ecological enhancement, nature-based solutions, dike vegetation, wave-vegetation-interaction, dike maintenance, ecotoxicology, ecosystem services

1 Einführung

Deckwerke, See- und Ästuardeiche an der Deutschen Küste werden entsprechend der geltenden Anforderungen für einen sicheren und nachhaltigen Sturmflutschutz geplant, bemessen und gebaut (CIRIA 2013, EAK 2002). Hierbei werden die hydraulischen Belastungen (d. h. Wasserstände und Wellenparameter) sowie die geotechnischen (z. B. Bodenparameter) und lokalen Randbedingungen (z. B. Platzverhältnisse) einbezogen. Umwelt- und naturschutzfachliche Aspekte werden durch Nutzung lokaler Ressourcen und Minimalisierung des Ressourcenverbrauchs sowie Ausgleichsmaßnahmen berücksichtigt. Der ökologische Wert des eigentlichen Deichsystems und ökosystemare Aspekte finden bislang nur geringe Beachtung im Planungsprozess.

Hauptziel des Forschungsvorhabens EcoDike war die Steigerung des ökosystemaren Werts von Deichen und Deckwerken unter gleichzeitiger Beachtung der Deichsicherheit. Hierzu ist es erforderlich, Deiche und Deckwerke nicht nur als Küstenschutzbauwerk, sondern auch als Ökosystem zu verstehen und die komplexen Wechselwirkungen zwischen Deich und Meer zu begreifen und durch begleitende intelligente und innovative Maßnahmen des Monitorings und der Deichunterhaltung die Deichsicherheit im Rahmen einer

integrierten risikobasierten Strategie zu erhalten bzw. möglichst zu steigern. Die Deichsicherheit und damit der Küstenschutz stehen hierbei weiterhin an erster Stelle.

Die Bearbeitung des EcoDike-Projekts erfolgte auf der Grundlage theoretischer Überlegungen, Laboruntersuchungen, klein- und großmaßstäblicher Experimente sowie Untersuchungen in der Natur. Grundlage war ein transdisziplinärer Ansatz unter Berücksichtigung der wachsenden Nutzungsanforderungen an die Küste, des Klimawandels sowie der Leistungen der Ökosysteme der Küste. Abbildung 1 zeigt die Unterthemen des EcoDike-Projekts in Verbindung mit dem Aufbau des vorliegenden Kurzberichts, der eine Ergebniszusammenstellung der einzelnen Teilprojekte darstellt. Bei den beteiligten Institutionen handelt es sich um:

- Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen University (IWW) [Projektkoordinator] (Kap. 5),
- Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig (LWI) (Kap. 2),
- Forschungsinstitut Wasser und Umwelt der Universität Siegen (fwu) (Kap. 3),
- Professur Grünland und Futterbauwissenschaften, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock (UR) (Kap. 4),
- Ludwig-Franzius-Institut für Wasserbau, Ästuar- und Küsteningenieurwesen der Leibniz Universität Hannover (LuFI) (Kap. 6),
- Institut für Umweltforschung der RWTH Aachen University (IUF) (Kap. 7) und
- Institut für Wasserbau der Technischen Universität Hamburg (TUHH) (Kap. 8).

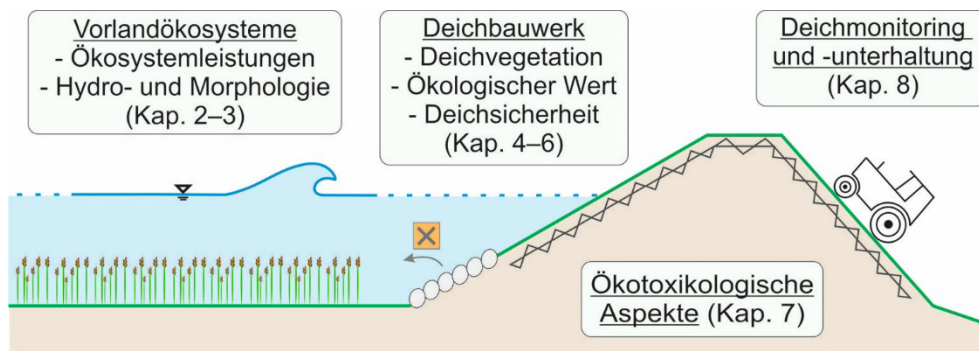


Abbildung 1: Unterthemen des EcoDike-Projekts und Aufbau des vorliegenden Kurzberichts.

2 Ökosystemleistungen von Deichvorlandvegetation für den Küstenschutz

Kara Keimer, David Schürenkamp und Nils Goseberg

2.1 Einleitung

Seedeiche an der deutschen Küste werden unter Berücksichtigung von extremen Sturmflutereignissen und des Meeresspiegelanstiegs bemessen. Die Vegetation auf den Deichvorländern bleibt bislang häufig bei der Ermittlung der Wellenauflaufhöhen und Wellenüberlaufzeiten unberücksichtigt, da der Einfluss der Deichvorlandvegetation auf die Wellenbelastung am Deich in Bemessungsansätzen noch nicht hinreichend genau erfasst werden kann. Ziel der Untersuchungen ist daher die Entwicklung von Untersuchungsmethoden und Ansätzen zur Quantifizierung des Einflusses der Vorlandvegetation auf die Wellendämpfung auf dem Vorland sowie auf den Wellenauflauf am Deich als Grundlage für eine Bewertung der

Ökosystemleistungen bewachsener Vorländer (Scheres et al. 2020). Hierzu werden i) der derzeitige Wissensstand sowie die bisherigen Konzepte und Daten analysiert und ii) Laborversuche zum Einfluss der Vorlandvegetation auf die Wellenbelastung am Deichfuß entwickelt und durchgeführt.

2.2 Analyse des Wissenstands

Eine Analyse des Wissensstands insbesondere zu biomechanischen Eigenschaften und zur Modellierung der Vorlandvegetation, ökohydraulischen Prozessen sowie zur Interaktion von Wellen, Vegetation und Bauwerk wurde durchgeführt. Die Entwicklung von neuen Konzepten für Küstendeiche mit bewachsenen Vorländern (Salzwiesen) ist hierbei das Hauptziel dieser Studie. Zu diesem Zweck werden ökohydraulische Prozesse an Seedeichen mit Vorländern unter Berücksichtigung der vorherrschenden Vegetationsarten und Topographie analysiert. Hierbei liegt der Fokus auf typischen Vorländern mit Salzwiesen an der deutschen Küste.

Die Wirkung von Ökosystemen und ökologischen Maßnahmen auf die Wellendämpfung im Deichvorland werden u. a. durch Anderson und Smith (2014), Möller et al. (2014), Shepard et al. (2011), Schulze et al. (2019) untersucht. Feld- und Laboruntersuchungen u. a. von Tempest et al. (2015), Spencer et al. (2016), Vuik et al. (2018) und Zhu et al. (2019) liefern hydraulisch relevante Vegetationseigenschaften (u. a. Wuchshöhe, Wuchsdichte, Biegesteifigkeit), um künstliche Ersatzmodelle der Vegetation für experimentelle Untersuchungen zu entwickeln (Soltau et al. 2020).

Die Interaktion zwischen Wellen und Vegetation auf Vorländern wurde unter anderem in Hinblick auf Salzwiesen von Möller et al. (2011), Tempest et al. (2015) und Rupprecht et al. (2015) untersucht. Die Reduktion der einlaufenden Wellenenergie und der Erosionsschutz auf dem Vorland konnten aufgezeigt werden und belegen die relativ große Bedeutung der Vorlandvegetation für den Küsten- und Hochwasserschutz. Salzwiesen haben das Potenzial, Dissipationsraten von bis zu 60 % zu erreichen, wobei hohe Wasserstände zu einer deutlichen Abnahme der Energiedissipation führen (Shepard et al. 2011, Möller et al. 2014). Die Laborexperimente von Fonseca und Cahalan (1992) zur Wellendämpfung durch verschiedene Vegetationsarten wurden unter Variation der Wassertiefe bei gleicher Bewuchshöhe durchgeführt. Die Dämpfung der Wellenenergie im Vegetationsfeld ist abhängig von der relativen Vegetationshöhe h_v/h und weiterhin von der Breite des Bewuchsfeldes, der Bewuchsdichte sowie der Biegesteifigkeit (Anderson und Smith 2014).

2.3 Aufbau der Laborexperimente

Das Ziel der systematischen Laborexperimente ist die Untersuchung des Einflusses von Deichvorlandbewuchs auf die Dämpfung der Wellenenergie, die Reduktion des Wellenaufbaus sowie die Wellenbelastung auf Küstenschutzbauwerke. Es wird hierzu der Einfluss von idealisierter Vegetation mit relativ geringer Flexibilität ($E \cdot I = 1,3 \cdot 10^4 \text{ Nmm}^2$) und einem Durchmesser von $d_v = 0,3 \text{ cm}$ auf einem horizontalen Vorland untersucht. Die Experimente wurden im Labor mit dem LWI-Wellenkanal (90 m lang, 1 m breit) durchgeführt (Keimer et al. 2021). Die Anordnung der Messtechnik und der idealisierten Vegetation im Wellenkanal wurde unter Berücksichtigung der Untersuchungen von Husrin (2013) sowie Anderson und Smith (2014) optimiert (Abbildung 2).

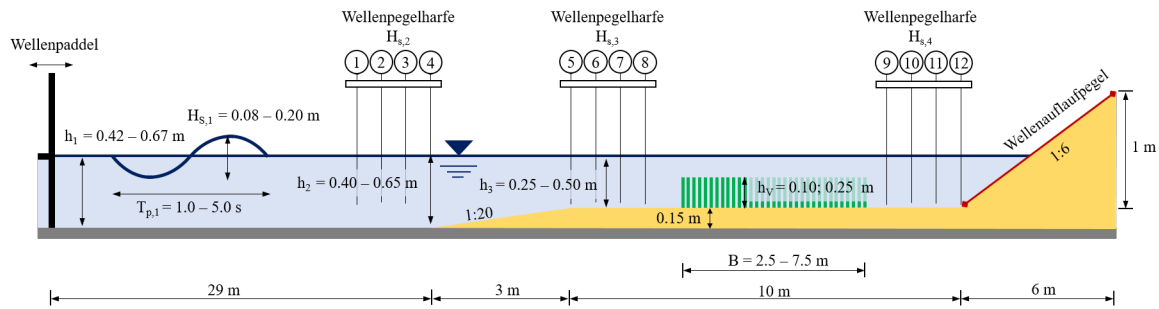


Abbildung 2: Versuchsaufbau und Instrumentierung zur Untersuchung des Einflusses von Vorlandvegetation auf den Wellenaufbau am Deich (nicht maßstäblich).

Die Untersuchungen in einem Laborexperiment erfordern eine Änderung der Bewuchshöhe zur Einstellung unterschiedlicher relativer Vegetationshöhen, die zu einer Änderung der Wellenform durch die Transformation der Welle (insbesondere durch Shoaling) führt. Für die Durchführung von hydraulischen Modellversuchen sind die Aspekte i) Idealisierung und Parametrisierung der Vegetation und ii) Skalierung und dynamische Ähnlichkeit der Vegetation von großer Bedeutung. Der Schwerpunkt der experimentellen Untersuchungen liegt in sehr ungünstigen Zuständen in Bezug auf die (idealisierte) Vegetation (Wuchsdichte, -höhe und Vegetationsbreite) und extremen Sturmflutbedingungen mit relativ hohen Wasserständen. Die Skalierung des hydraulischen Modells erfolgte durch die Froude-Ähnlichkeit, da Trägheits- und Schwerkraftkräfte die dominierenden Kräfte für die maßgebenden Prozesse in Bezug auf die Transmission der Wellenenergie und der Wellenbelastung am Deich darstellen (Keimer et al. 2021).

Das Froude-Modell im Maßstab 1:10 wird mit dem Fokus auf Wellentransformation, Wellenbrechen sowie Wellenaufbau am Deich untersucht. Hierbei werden hydraulische Parameter in folgenden Bereichen erzeugt: Wellenhöhe $H_{s,1} = 0,08–0,20$ m; Peak-Wellenperiode $T_{p,1} = 1,0–5,0$ s und Wasserstände an der Wellenmaschine $h_1 = 0,42–0,67$ m beziehungsweise $h_3 = 0,25–0,50$ m auf dem Vorland. Daraus ergibt sich die relative Vegetationshöhe als Verhältnis der Vegetationshöhe h_v zur lokalen Wassertiefe auf dem Vorland h_3 mit $h_v/h_3 = 0,20–1,00$. Jeder Versuch wird über eine Dauer von 10 min durchgeführt (Keimer et al. 2021). Für die Analyse der Ergebnisse wird der Zeitbereich der Wasserspiegelauslenkung analysiert, in dem das Wellenfeld voll ausgereift ist. Ausgewählte Versuche wurden wiederholt, um die Reproduzierbarkeit zu gewährleisten und Ausreißer zu identifizieren. Eine detaillierte Beschreibung der Versuchsauswertung ist in Keimer et al. (2021) zu finden. Das Versuchsprogramm der Experimente im Wellenkanal mit den Wellenparametern und den Wasserständen ist in Tabelle 1 aufgeführt. Die Eigenschaften der idealisierten Vegetation sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 1: Versuchsprogramm mit den eingesteuerten Wellenparametern und Wasserständen (im Modellmaßstab) nach Keimer et al. (2021).

Wellenhöhe an der Wellenmaschine	Wellenperiode	Wassertiefe auf dem Vorland
$H_{s,1}$ [m]	$T_{p,1}$ [s]	h_3 [m]
0,08; 0,12	1,0; 1,5; 2,0; 3,0; 4,0; 5,0	0,25
0,08; 0,12	1,5; 3,0; 4,0; 5,0	0,33
0,08; 0,16; 0,20	1,5; 3,0; 5,0	0,50

Tabelle 2: Eigenschaften der idealisierten Vegetation (im Modellmaßstab) nach Keimer et al. (2021).

Beschreibung	Parameter	Einheit	Werte
Halmdurchmesser	d_v	[cm]	0,3
Vegetationshöhe	h_v	[m]	0,10; 0,25
Steifigkeit (starr)	$E_1 \cdot I_1$	[Nmm ²]	$1,3 \cdot 10^4$
Vegetationsdichte ¹⁾	S	[m ⁻²]	200; 400
Breite der Vorlandvegetation	B	[m]	2,5; 5,0; 7,5

¹⁾ Die Vegetation ist in versetzten Reihen angeordnet

2.4 Hydrodynamische Prozesse

Das Vorland zeigt bereits ohne Vegetation eine starke Reduktion der Wellenenergie, die auf die Vorlandgeometrie und die Länge des Vorlandes zurückzuführen ist. Die Wellensteilheit als Verhältnis von Wellenhöhe zu Wellenlänge steigt durch die Verringerung der Wassertiefe an der Modellrampe an. In den Modellversuchen ohne idealisierten Vegetationsbewuchs liegt eine 10 m lange, ebene Vorlandfläche mit geringer Rauheit vor. Auf dem Vorland nimmt die Wellensteilheit durch Energiedissipation kontinuierlich ab. Bei den Modellversuchen mit Vegetationsmodellen ist die Reduktion der Wellenhöhe infolge der Rauheitswirkung erhöht (Keimer et al. 2021). Der Transmissionskoeffizient K_t , als das Verhältnis der Wellenhöhen hinter ($H_{s,4}$) und vor dem Vegetationsfeld ($H_{s,2}$), zeigt eine Reduktion der Wellenenergie durch das Vegetationsmodell. Ohne Vegetation zeigt sich eine Reduktion der Wellenhöhe um 23 %. Bei der Auswertung der Untersuchungen mit Vegetationsmodell wird die Wellenhöhe im Mittel um 32 % verringert. Daraus ergibt sich im Mittel eine Wellenhöhenreduktion durch Vorlandvegetation von 9 %. Zudem ist ersichtlich, dass die Wellenhöhenreduktion mit zunehmender Vegetationshöhe steigt beziehungsweise die Transmission sinkt (Keimer et al. 2021).

Die Reduktion der relativen Wellenaufbauhöhe durch die idealisierte Vorlandvegetation von bis zu 16,5 % (Median; im Vergleich zu den Untersuchungen ohne Vegetation) kann ebenfalls beobachtet werden. Werden die Mittelwerte miteinander verglichen, ist für die beiden Vegetationshöhen jeweils ein Anstieg der Reduktion mit sinkender Wassertiefe zu erkennen. Insgesamt zeigen die Ergebnisse große Streuungen (Keimer et al. 2021).

In Keimer et al. (2021) werden neben dem Transmissionskoeffizienten und dem Wellenaufbau noch die Wellenreflektion und der Brandungstau ausgewertet und diskutiert. Insgesamt sind die Einflüsse unterschiedlicher relativer Tauchtiefen und Vegetationsfeldbreiten erkennbar.

2.5 Fazit

Es wurden folgende wissenschaftlich-technische Ergebnisse erzielt: Verbesserung des Prozessverständnisses durch die fortlaufende Analyse des Wissensstands zu hydrodynamischen und biomechanischen Prozessen auf dem Vorland, Wechselwirkung zwischen Wellen, Vegetation und Bauwerk, Einflüsse der Vegetation auf die Wellendämpfung sowie auf den Wellenaufbau an Deichen zur Ermittlung bestehender Wissenslücken sowie der erforderlichen Methodik für theoretische und experimentelle Untersuchungen (Labor- und Felduntersuchungen). Außerdem erfolgte eine Analyse der Vegetations- und

Materialeigenschaften (Dichte, Steifigkeit etc.), Bewuchsparameter (Wuchshöhe h_v , Bewuchsdichte, -anordnung, -breite) sowie des dynamischen Verhaltens typischer Vorlandvegetation verschiedener Vegetationszonen (siehe z. B. Liu et al. 2021).

Neben der Ermittlung geeigneter Materialien für die idealisierte Vorlandvegetation sowie deren Materialeigenschaften (u. a. Flächenträgheitsmoment, Steifigkeit, Dichte etc.) wurden die relevanten ökohydraulischen Parameter (u. a. relative Vegetationshöhe h_v/h) für das Versuchsprogramm der geplanten Laborexperimente im Wellenkanal erarbeitet.

Die vergleichende Untersuchung verschiedener Vegetationsparameter im LWI-Wellenkanal lieferte Erkenntnisse zum Einfluss der Vorlandvegetation auf die Wellendämpfung und die Reduktion der Wellenaufbauhöhe am Deich. In Hinblick auf die hydraulische Wirksamkeit der idealisierten Vorlandvegetation konnte eine Dämpfung der Wellenenergie in Form der Wellenhöhenreduktion zwischen 19 % (median) bei $h_v/h_3 = 0,20$ und 49 % (median) bei $h_v/h_3 = 1,0$ gezeigt werden. Im Vergleich dazu liegt die Reduktion der Wellenaufbauhöhe $R_{u2\%}$ am Deich zwischen 2,3 % (median für $h_v/h_3 = 0,20$) und 16,5 % (median) bei $h_v/h_3 = 1,0$ (Keimer et al. 2021). Bei hohen Wasserständen nimmt die Dämpfung der Wellenbelastung am Deich deutlich ab, trägt aber bei geringeren Sturmflutwasserständen zum Schutz des Deichfußes bei. Zudem wird die Belastungshäufigkeit beziehungsweise die Belastungsdauer reduziert, wodurch der Aufwand bei der Deichunterhaltung sinken kann.

Es bedarf weiterer Untersuchungen für die Bewertung der Ökosystemleistungen von Deichvorländern für den Küstenschutz unter anderem zum Wellenaufbau unter saisonalen Änderungen der Vegetationseigenschaften und zur Stabilisierung des Vorlands und des Deichfußes durch die Vegetation.

3 Abschätzung des Dämpfungspotentials von Wellen durch eine Deichvorlandvegetation mittels Regressionsmodell

Felix Soltan, Arne Arns, Marius Ulm und Jürgen Jensen

3.1 Einleitung

Windwellen sind maßgeblich verantwortlich für Erosionsprozesse am Küstenschutzdeich, die letztlich zu einem Versagen des Bauwerks führen können (Kortenhaus et al. 2002, Kobayashi und Weizner 2015). Zwar bieten heutige Küstenschutzbauwerke einen hohen Sicherheitsstandard auf der Widerstandsseite der Bemessung, jedoch unterliegt die Einwirkungsseite gewissen Veränderungen und Belastungen, zum Beispiel dem steigenden Meeresspiegel (z. B. Arns et al. 2015, Vousdoukas et al. 2018) oder zunehmenden Sturmfluten und Wellenbelastungen (z. B. Melet et al. 2018). Diesen möglichen Veränderungen muss frühzeitig begegnet werden, während gleichzeitig ökologische Aspekte technischer Lösungsansätze zunehmend an Bedeutung gewinnen. Als Beispiel für ökologischen Küstenschutz zeigt Abbildung 3 ein zur Wellendämpfung geeignetes Vegetationsfeld im Sommer vor einem Deich auf der Insel Hiddensee. In verschiedenen Studien (z. B. Bouma et al. 2005, Augustin et al. 2009, Möller et al. 2014) wurde die Wellendämpfung durch Vegetation bereits untersucht, jedoch jeweils beschränkt auf eine geringe Anzahl von Pflanzenarten und Wellencharakteristika. In diesem Teilvorhaben des Verbundprojekts EcoDike steht deshalb die Entwicklung eines übergeordneten Vorhersagemodells für die

Wellendämpfung durch Vegetation im Vordergrund. Die Möglichkeit zur Erweiterung des Prozessverständnisses sowie der Transfer zur Anwendbarkeit in der Praxis sollen zudem verbessert werden.



Abbildung 3: Deichvorlandvegetation im Sommer auf Hiddensee (Soltau 2018).

3.2 Literaturrecherche und Datengrundlage

Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden Informationen und Datensätze aus wissenschaftlichen Studien über Laboruntersuchungen und Naturmessungen zur Wellendämpfung durch Vegetation zusammengetragen und ausgewertet. Dabei konnten verschiedene Einflussfaktoren auf die Wellendämpfung identifiziert werden, wie beispielsweise die Dichte der Vegetation, die nach McIvor et al. (2012) und Paul und Amos (2011) positiv mit der Wellendämpfung korreliert ist. Paul et al. (2012) zeigten, dass eine steifere Vegetation zu einer stärkeren Dämpfung der Wellen führt als flexiblere Pflanzen. Die Wellenperiode und Wellenlänge sind negativ mit der Dämpfung korreliert, sodass kürzere Wellen durch ein Vegetationsfeld stärker gedämpft werden. Die Höhe der Wassersäule über der Vegetation ist ebenso entscheidend, da eine kurze Vegetation relativ zum Wasserstand zu einer deutlich geringeren Dämpfung führt als eine höhere. Eine ausführliche Zusammenfassung dieser Beobachtungen findet sich in Anderson et al. (2011).

Zusätzlich zu den Datensätzen aus der Literatur wurde im Rahmen einer Masterarbeit ein auf der Smoothed Particle Hydrodynamics (SPH) Berechnungsmethode basierendes numerisches Modell zur Simulation von küstenschutzwaldähnlichen Strukturen aufgebaut. Der damit generierte Datensatz, bestehend aus 15 Simulationen, bestätigte ebenfalls die zuvor genannten Abhängigkeiten. Weitere Datensätze ergaben sich aus Laboruntersuchungen zum Dämpfungsvermögen von Salzwiesen (Möller et al. 2014) und dem bereits abgeschlossenen Projekt „Foreshore Assessment using Space Technology“ (FAST) (Möller, persönliche Kommunikation 2019).

Für die weiteren Analysen wurde ausschließlich der Datensatz aus dem FAST-Projekt verwendet. Es handelt sich dabei um über 3200 Einzelbeobachtungen von Wellen mit Höhen über fünf Zentimeter. Die Wellen wurden zwischen 2014 und 2016 an der Nordseeküste Englands und der Niederlande, an der Atlantikküste Südspaniens sowie am Schwarzen Meer

in Rumänien aufgezeichnet. Die Vegetation bestand aus Schlickgras, Schilfrohr und weiteren Arten, wie Salzmelden und Salzschwaden. Im Gegensatz zu den anderen getesteten Datensätzen liefert der FAST-Datensatz die größte Anzahl verschiedener Messgrößen und Einzelbeobachtungen unter Anwendung homogener Messmethoden im Feld und damit vergleichbarer Größenordnungen der Parameter. Die je Beobachtung verfügbaren Parameter sind Vegetationshöhe, Pflanzenzahl pro Quadratmeter, Stamm- bzw. Pflanzendurchmesser, Wellenperiode, Wellenlänge, Wellenhöhe, Wassertiefe, Vegetationsfeldlänge und Geländeneigung. Deren Wertebereiche innerhalb des Datensatzes sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Wertebereiche der neun Parameter des verwendeten Datensatzes.

	h [m]	N [-]	D [mm]	T [s]	λ [m]	H [m]	d [m]	L [m]	S [-]
min	0,14	65	1,7	0,83	1,00	0,05	0,11	3,7	-0,022
max	2,60	2100	10,7	11,01	30,7	0,47	1,89	21	0,076

h Vegetationshöhe
N Stammzahl je m²
D Stammdurchmesser
T Wellenperiode
 λ Wellenlänge
H Wellenhöhe
d Wassertiefe
L Vegetationsfeldlänge
S Geländeneigung als Anstieg der Geländehöhe je Einheitslänge in Wellenausbreitungsrichtung

3.3 Methodik zum Aufbau des Regressionsmodells

Zur Bestimmung einer optimierten multiplen linearen Regression wurden unterschiedlichste Modifikationen und Interaktionen der zuvor genannten Parameter (Tabelle 3) in einer Gleichung zusammengefasst. Anfänglich ergaben sich 54 Modifikationen der neun Prädiktoren durch deren einfache, quadrierte und kubierte Form sowie deren Kehrwerte. Zwecks Reduktion des Rechenaufwands wurde die Anzahl an Prädiktoren auf eine Auswahl von neun am stärksten mit der Wellendämpfung korrelierten und in ihrer Grundform verschiedenen Modifikationen beschränkt. Nachfolgend wurde ein in der Software Matlab® implementierter, schrittweise arbeitender Algorithmus zur Erstellung der Regressionsgleichung angewendet, der signifikante Terme hinzufügt (Signifikanzniveau $p < 0,05$) oder verwirft (Signifikanzniveau $p > 0,10$), mit dem Ziel, das Gesamtmodell weiter zu verbessern. Zur abschließenden Sicherstellung der Übertragbarkeit des Modells wurde eine Kreuzvalidierung durchgeführt, indem die Koeffizienten der gefundenen Gleichung mittels einer Vielzahl zufälliger Teilmengen des Datensatzes trainiert, deren Ergebnisse gemittelt und für die finale Gleichung verwendet wurden.

3.4 Ergebnisse der Regressionsanalyse

Mit dem verwendeten Algorithmus wurden insgesamt 60 Terme aus Prädiktormodifikationen und deren Interaktionen als signifikant identifiziert und zu einer Gleichung

zusammengefasst. Eine anschließende Kreuzvalidierung zur Sicherstellung der Übertragbarkeit der Regressionsgleichung auf unbekannte Wellen-Vegetationsinteraktionen anderer Standorte lieferte die abschließend verwendeten Koeffizienten für jeden Term. Die mittels finaler Regressionsgleichung vorhergesagten Dämpfungswerte des Gesamtdatensatzes sind auf der y-Achse in Abbildung 4 den beobachteten Dämpfungswerten auf der x-Achse gegenübergestellt. Der Dämpfungswert errechnet sich über die linke Seite der Gleichung in Abbildung 4. Weiterhin ist die Regressionsgleichung auf der rechten Seite der Gleichung in ihrer allgemeinen Form gegeben. In wenigen Ausnahmen machte das statistische Modell unplausible Vorhersagen für negative Wellenhöhen, wodurch Dämpfungen > 1,0 entstanden. Negative Dämpfungen hingegen werden bei einem Aufsteilen der Welle über der Vegetation tatsächlich beobachtet. Auf die Angabe der Zahlenwerte der Regressionsparameter wird an dieser Stelle verzichtet. Das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgleichung beträgt $R^2 = 0,81$ bei einem RMSE = 10 %.

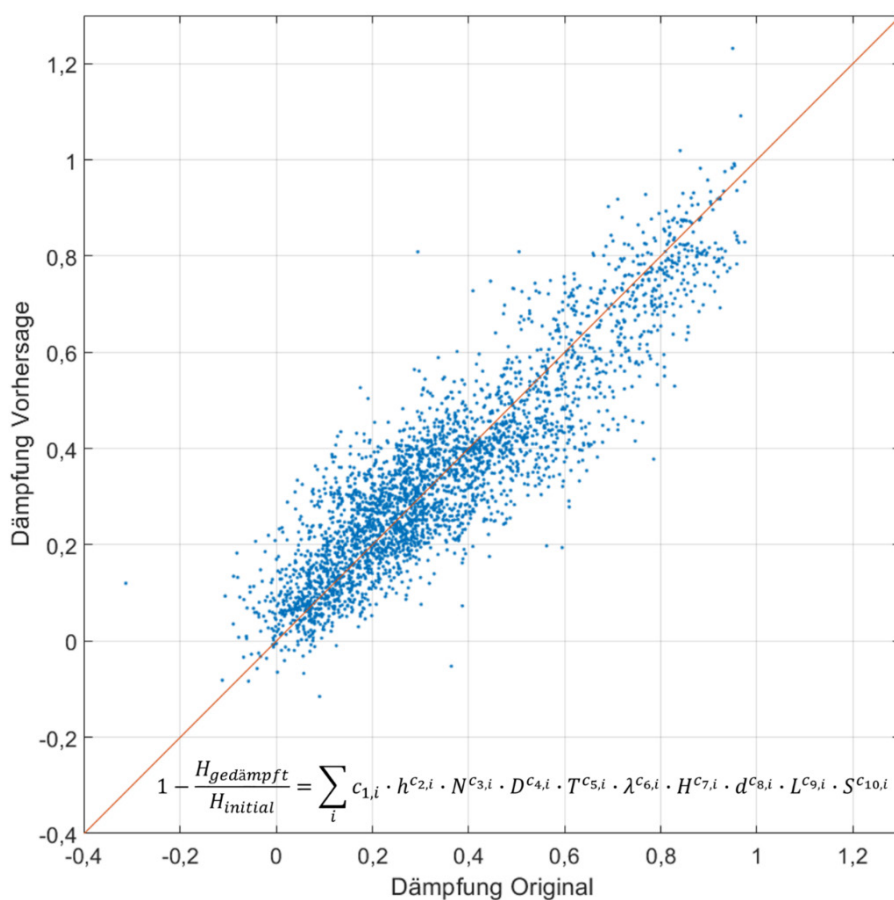


Abbildung 4: Scatterplot der Gegenüberstellung von Vorhersage und Beobachtung der Wellendämpfung des Datensatzes aus dem FAST-Projekt; $H_{gedämpft}$ entspricht der Wellenhöhe hinter dem Vegetationsfeld, $H_{initial}$ der Wellenhöhe vor dem Vegetationsfeld, $c_{1,i}$ bis $c_{10,i}$ sind Regressionsparameter, übrige Parameter siehe Tabelle 3.

3.5 Diskussion der Ergebnisse

Das Regressionsmodell zeigt eine hohe Übereinstimmung zwischen vorhergesagter und im FAST-Projekt beobachteter Dämpfung. Das Modell kann deshalb für die Abschätzung der Wellendämpfung, für Standorte mit ähnlichen Parametern zu den in Tabelle 3 gegebenen

Wertebereichen als geeignet betrachtet werden. Mit stärker von diesen Eigenschaften abweichenden Eingangswerten nimmt der Vorhersagefehler jedoch deutlich zu. Auf einige Beobachtungen zuvor genannter Datensätze aus der Literaturrecherche ist das Modell nicht mehr anzuwenden. Der Grund dafür wird in der verhältnismäßig geringen Prädiktoranzahl im Vergleich zur Prozesskomplexität vermutet. Zudem beschreibt der hier genutzte Datensatz weiterhin nur einen kleinen Teil möglicher Interaktionen zwischen Wellen und Vegetation. An dieser Stelle werden Beobachtungen weiterer unterschiedlichster Situationen sowie jeweils eine größere Zahl von Messgrößen, z. B. zu biomechanischen Pflanzeigenschaften benötigt.

Für die Praxis ist die Eingabe diskreter Parameter möglicherweise ungeeignet. Für diesen Fall wurde zusätzlich und als Alternative zum Regressionsmodell ein Klassifizierungsmodell in Form eines Entscheidungsbaums getestet. Bei diesem Modell wird mittels einzelner Abfragen zu den gleichen Eingangsparametern wie im Regressionsmodell eine Abschätzung einer Dämpfungsklasse herbeigeführt. Die Flexibilität für den Anwender steht dabei im Fokus, indem die Eingabe von Wertebereichen statt diskreter Parameter modellbedingt möglich ist. Die Dämpfungsklasse als Ergebnis ist ebenfalls ein Wertebereich, innerhalb dessen die tatsächliche Wellendämpfung durch die Vegetation erwartet werden kann. Erste Auswertungen eines Entscheidungsbaums zeigten hohe Übereinstimmungen bei der Zuordnung der Klassen zu den beobachteten Dämpfungen aus Literaturdatensätzen. Der praktische Nutzen zeichnet sich insbesondere durch die schnelle und einfache Handhabung des Modells sowie die robuste Verarbeitung der Eingangsdaten und die Schätzung der Dämpfungsklasse aus (Soltau et al. 2019, 2020).

3.6 Fazit

In dieser Studie ist es gelungen, mit einem Regressionsmodell die Wellendämpfung durch Vegetation abzuschätzen. Als Grundlage diente ein Datenkollektiv von Beobachtungen unterschiedlicher Wellen- und Vegetationsbedingungen verschiedener Standorte. Mit der erarbeiteten Regressionsgleichung konnte eine hohe Übereinstimmung zwischen Dämpfungsvorhersage und Beobachtung erreicht werden. Zudem wurde die Übertragbarkeit des Modells auf weitere Standorte durch eine Kreuzvalidierung sichergestellt. Zukünftige Analysen der Regressionseinzelterme bieten hier erhebliches Potential, das Prozessverständnis im Bereich der Wellendämpfung durch natürliche Strukturen deutlich zu verbessern. Für die Praxis wurde alternativ zum Regressionsmodell mit diskreten Eingangsparametern ein Entscheidungsbaum als Klassifizierungsmodell getestet, der die Eingabe von Wertebereichen erlaubt. Dem Anwender wird damit eine höhere Flexibilität gewährt. Das Ergebnis ist eine gröbere, jedoch robustere Abschätzung einer zu erwartenden Dämpfungsklasse. Eine Finalisierung dieses Modells kann eine einfach und schnell anwendbare Methodik zur ersten Abschätzung der Wirksamkeit von Vegetationsfeldern für die Praxis liefern.

Bei den Modellergebnissen handelt es sich grundsätzlich um statistisch basierte Schätzungen. Zudem deckt der zu Grunde gelegte Datensatz nur einen Teil möglicher Szenarien von Wellen-Vegetationsinteraktionen ab, während verschiedene weitere Parameter derweil noch unberücksichtigt bleiben. Insgesamt ergeben sich dadurch gewisse Modellunsicherheiten. Ein Ausbau der Datengrundlage sowie die Berücksichtigung weiterer Messgrößen als Prädiktoren wird daher dringend empfohlen.

Übergeordnet betrachtet kann das Dämpfungspotential von Vegetationsfeldern derzeit noch nicht bemessungsrelevant quantifiziert werden. Nicht zuletzt wird dieses zukünftige Ziel durch die hier ebenfalls noch unberücksichtigte natürliche saisonale oder langzeitliche Variabilität der Vegetationsstruktur beeinflusst (Reed et al. 2018). Dennoch kann neben verbesserter Ökologie auch ein ökonomischer Mehrwert durch zusätzlichen Schutz des eigentlichen Schutzkörpers erzielt werden. Ein verbessertes Prozessverständnis für die Hydrodynamik der Wellendämpfung durch Vegetation sowie das Erreichen einer höheren Belastbarkeit der Modelle kann schlussendlich einen vermehrten Einsatz natürlicher Strukturen als Schutzelemente bewirken und damit Ökosystemleistungen neuartiger Deichstrukturen erheblich steigern.

4 Definition potentieller Zielvegetationen für die Deichbegrünung

Annelie Graunke, Cajus Bisgwa und Nicole Wrage-Mönnig

4.1 Einleitung

Nach den Empfehlungen für Küstenschutzwerke (EAK 2002) enthalten Saatmischungen für Deiche bislang drei bis vier Pflanzenarten: Die drei Gräser Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*), Wiesenrispe (*Poa pratensis*) und Rotschwingel (*Festuca rubra*) sowie optional das Kraut Schafgarbe (*Achillea millefolium*). Je nach Bewirtschaftung und Standort können sich aus der Samenbank des Bodens und durch Sameneintrag aus benachbarten Flächen weitere Arten etablieren. Diese spontane Einwanderung kann jedoch durch den Bewirtschafter nur in Maßen gesteuert werden. Da die Einwanderung nicht angesäter Arten wahrscheinlicher ist, wenn weniger Arten angesät werden (Pfisterer et al. 2004), steigt mit der recht artenarmen Ausgangssaatmischung die Gefahr der Verunkrautung. Gleichzeitig geht die Chance verloren, durch die Aussaat gezielt eine biodiverse Vegetation zu etablieren, die günstige Eigenschaften für die Deichsicherheit und den Naturschutz vereint.

Ziel dieses Teilprojekts war es daher, a) potentielle Zielvegetationen zu identifizieren, die für grüne Deiche geeignet sein können, b) diese unter Versuchsbedingungen zu testen und c) deren ökologischen Wert zu ermitteln. Letztlich sollen in Kombination mit den Ergebnissen der anderen Teilprojekte Empfehlungen für die Vegetation grüner Deiche und Deckwerke gegeben werden.

4.2 Entwicklung und Untersuchung von Testvegetationen

Zunächst wurde eine Inventarisierung von veröffentlichten Vegetationsaufnahmen auf Deichen, aber auch anderen Ökosystemen wie Salzgrünland, Küstenmoor, Düne und Spülsaum durchgeführt. Auf dieser Basis wurde eine Datenbank erstellt, die 382 Vegetationsaufnahmen mit insgesamt 280 Arten enthielt. Zusätzlich wurde die Zusammensetzung von 19 verschiedenen Saatmischungen bzw. Empfehlungen für Saatmischungen mit aufgenommen. Die Datenbank wurde ergänzt durch eigene Vegetationserhebungen auf Nordseedeichen. Zusätzlich wurden Daten zu den Arteigenschaften (Wuchs, Indikatorwerte für Bewirtschaftung, Umwelteinflüsse und Bedeutung für das Ökosystem) mit in die Datenbank integriert (Briemle 1996, Briemle und Ellenberg 1994, Bundesamt für Naturschutz 2017,

Dierschke und Briemle 2002, Ellenberg 1992, Grime 1979, Haeupler et al. 2007, Klotz et al. 2002, Kutschera 1960–2009, Müller 1881, Raunkiaer 1934, Raunkiaer 1937).

Die Daten wurden mittels Hauptkomponentenanalyse ausgewertet, wobei die bereits in Saatgutmischungen für Deiche genutzten Arten als Referenzarten genutzt wurden. Statistische Analysen wurden mit dem Programm R (Version 3.3.2, R Core Development Team 2016) und den Paketen FactoMineR (Lê et al. 2008) und factoextra (Kassambara et al. 2017) durchgeführt. Aus Arten, die in der Nähe dieser Referenzarten clusterten, wurden basierend auf Expertenwissen verschiedene Mischungen erstellt, die Arten mit unterschiedlicher Durchwurzelungstiefe und unterschiedlicher Wuchsform (Ausläufer oder Horst bildend) vereinen sollten.

Es wurden sechs Testmischungen erstellt. Dies waren neben der bisherigen Mischung nach EAK (Testvegetation TV1) eine, in der die Gräser aus TV1 ersetzt waren (TV2: andere Gräser), eine, in der zur TV1 Kräuter und Leguminosen hinzugefügt wurden (TV3: EAK plus Kräuter/Leguminosen), eine Mischung aus TV2 und 3 (TV4: andere Gräser plus Kräuter/Leguminosen), eine von Kräutern und Leguminosen dominierte eigene Mischung (TV5: eigene Mischung), sowie eine fertig gekaufte kräuterreiche Mischung für lehmige Böden (TV6: gekaufte Mischung). Wie Tabelle 4 zeigt, nimmt die Artenzahl von TV1 zu TV6 zu. Die funktionelle Diversität ist bei TV3–5 mit jeweils drei verschiedenen funktionalen Gruppen (Kräuter, Gräser, Leguminosen) am höchsten. Allerdings ist die Gruppe der Gräser bei TV5 lediglich mit einer Art vertreten. Das Verhältnis zwischen den funktionalen Gruppen ist bei TV4 und insbesondere TV3 ebenmäßiger.

Tabelle 4: Artenzahl und funktionelle Diversität der unterschiedlichen Testvegetationen (TV). Für weitere Informationen zur Zusammensetzung der TVs, siehe Text.

	Artenzahl	Anzahl Gräser	Anzahl Kräuter	Anzahl Leguminosen
TV1	4	3	1	0
TV2	6	5	1	0
TV3	8	3	2	3
TV4	10	5	2	3
TV5	18	1	11	6
TV6	20	0	17	3

Aus der Datenbank konnten auch Informationen zum erwarteten Wuchs der TVs gewonnen werden. Abbildung 5 zeigt, dass die erwarteten Unterschiede in der oberirdischen Biomasseproduktion zwischen den TVs nicht besonders groß sind, mit etwas geringerer erwarteter oberirdischer Biomasse in TV3 und etwas mehr bei TV2 und 5, bei letzter jedoch mit großen Unterschieden in den Wuchshöhen der beteiligten Arten (hohe Standardabweichung). Die Durchwurzelung ist potentiell bei allen Mischungen gut (Abbildung 5), wobei die größten Unterschiede zwischen den beteiligten Arten und damit die höchsten Standardabweichungen bei TV5 auftreten. Die in dieser TV genutzten Arten haben laut Literatur eine Durchwurzelungstiefe zwischen 14 cm (*Trifolium fragiferum*) und 260 cm (*Arrhenatherum elatius*) (Kutschera 1960–2009). Dies sollte eine gute Durchwurzelung unterschiedlicher Bodenschichten ermöglichen, was gleichzeitig einer Verankerung der Grasnarbe durch tiefwurzelnde Arten und einer Sicherung des Bodens durch einen dichten Wurzelfilz in den oberen Schichten dienen sollte.

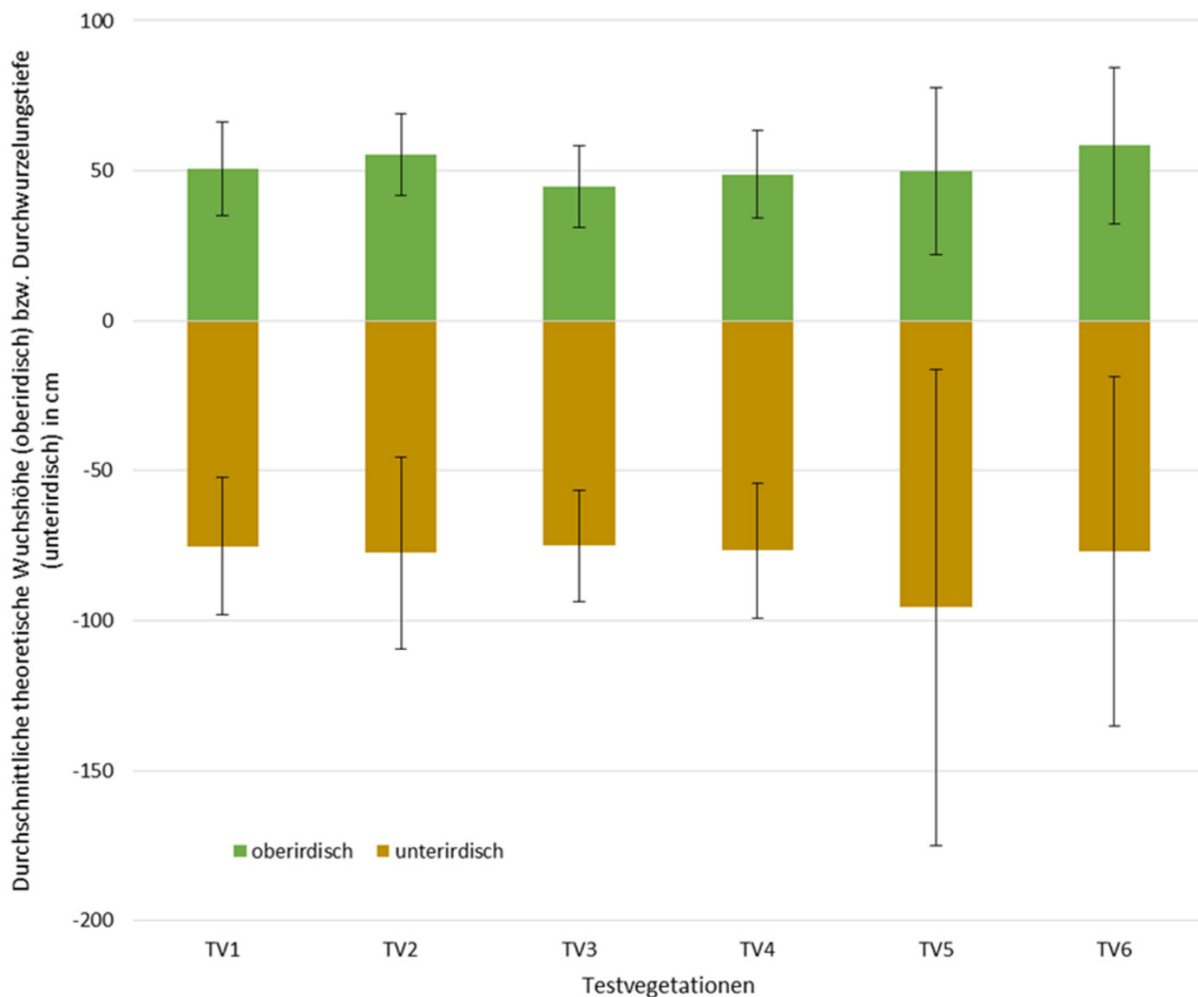


Abbildung 5: Durchschnittliche auf Basis von Datenbankwerten erwartete Wuchshöhe (cm) und Durchwurzelungstiefe (cm) der Testvegetationen (TV). Für weitere Informationen zu den TVs, siehe Text. Gezeigt sind Mittelwerte und Standardabweichungen.

Die mittlere Salztoleranz der Vegetation wurde basierend auf den Ellenberg-Zeigerwerten (Ellenberg 1992) errechnet. Hierbei geht die Skala von 0 (nicht salzertragend) bis 9 (euhalin bis hypersalin, also Pflanzen auf Böden mit sehr hohen bis extremen Salzgehalten). Die Standardsaatmischung nach EAK (TV1) hatte einen mittleren Wert von 1 (Tabelle 5), die Mischung ist also salzertragend. Im Vergleich dazu wichen insbesondere TV2 mit einem Mittelwert von 0,2 und TV3 mit einem Mittelwert von 1,9 (allerdings bei hoher Standardabweichung) ab. Zu beachten ist, dass die Werte Standardwerte für Arten darstellen und keine Sortenunterschiede beachtet werden. Die tatsächliche Salztoleranz der Vegetation kann daher zum einen über besser angepasste Sorten abweichen, zum anderen aber auch durch eine Verschiebung in den Deckungsgraden der einzelnen Arten hin zu mehr salztoleranten Arten, wo dies notwendig ist.

Tabelle 5: Salztoleranz nach Ellenberg (Ellenberg 1992) der unterschiedlichen Testvegetationen (TV). Für weitere Informationen zur Zusammensetzung der TVs, siehe Text. Gezeigt sind gemittelte Werte und Standardabweichungen über die einzelnen Pflanzenarten der TVs. Zu beachten ist, dass bei TV5 für eine und bei TV6 für sieben Arten keine Daten vorlagen.

	Salztoleranz
TV1	1,0 ± 1,4
TV2	0,2 ± 0,4
TV3	1,9 ± 1,8
TV4	1,2 ± 1,8
TV5	1,2 ± 1,8
TV6	0,6 ± 1,0

Die TVs wurden Mitte April 2018 auf einem Versuchsdeich in Rostock ausgesät (siehe Abbildung 6). Der Versuchsdeich war im Herbst 2017 angelegt worden. Durch Verzögerungen in der Saatgutlieferung konnte aber erst im darauffolgenden Frühjahr ausgesät werden. Der Deich bestand aus einem Abschnitt mit Nordsee- (40 cm Klei) und einem mit Ostseesubstrat (20 cm Oberboden über 20 cm Mergel). Auf der Nordseeseite wurde ab September 2018 monatlich mit einem Drücksprüngerät Salzwasser (35 g/l, 1 l/100 m²) aufgebracht, um Salzeintrag mit der Gischt zu simulieren. Zusätzlich wurde auf der Nordseeseite am 19.11.2018 und 4.3.2019 eine Überspülung mit Salzwasser simuliert (10 l/m²).

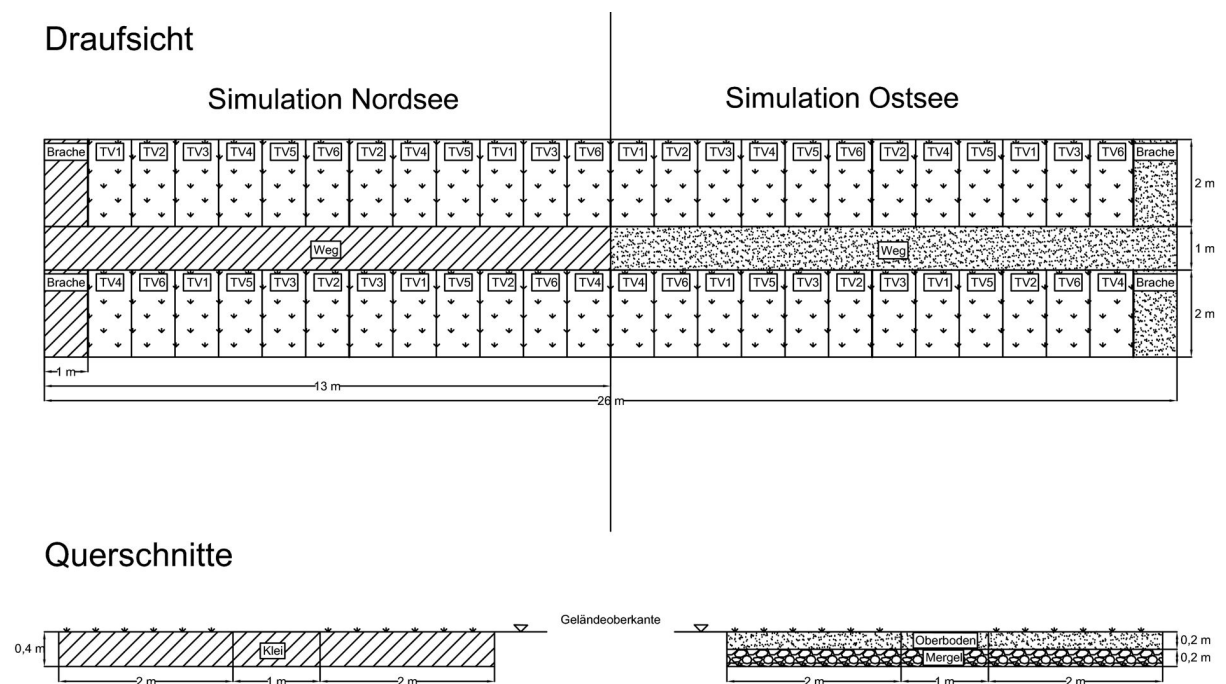


Abbildung 6: Draufsicht und Querschnitte des Versuchsdeichs in Rostock (in Anlehnung an Wrage-Mönnig et al. 2020). Für weitere Informationen, auch zu den Testvegetationen (TVs), siehe Text.

Zur Etablierung der Vegetation musste aufgrund von anhaltender Trockenheit bewässert werden. Trotzdem betrug die Deckungsgrade auch nach zwei Monaten auf vielen Flächen noch keine 20 %. Sowohl auf Nord- als auch auf Ostseesubstrat entwickelte die TV5 schneller eine dichte Narbe als die übrigen TVs. Insbesondere TV2 und 6 entwickelten sich unter Nordseebedingungen langsam und konnten erst im Oktober 2018 eine recht

geschlossene Narbe aufweisen (TV2: 95 %, TV6: 80 %). Unter Ostseebedingungen blieben die Deckungsgrade bei vielen TVs geringer (Deckungsgrade am 15.10.2018 zwischen 63 und 96 %) als unter Nordseebedingungen (Deckungsgrade zwischen 80 und 99 %). Auffällig waren hier geringe Deckungsgrade von TV1 (Deckungsgrad von 82 %, entspricht 86 % des Wertes der Nordseeseite), TV2 (Deckungsgrad 70 %; 74 % der Nordseeseite) und TV6 (Deckungsgrad 63 %; 79 % der Nordseeseite) (Wrage-Mönnig et al. 2020).

Ein weiteres wichtiges Kriterium der Vegetation für die Deichsicherheit ist neben den Deckungsgraden die Triebdichte der Vegetation. Hier war im Juli 2019 die Mischung nach EAK (TV1) auf Nord- und Ostseesubstrat am dichtesten, mit mehr als 30 Trieben pro Erhebungsquadrat (10 cm x 10 cm). Von den neuen Mischungen wiesen TV3 und 4 jeweils mehr als 20 Triebe pro Erhebungsquadrat auf, gefolgt von TV2 und 5 mit etwas weniger als 20 Trieben. TV6 hatte bei allen Messungen mit etwa 15 Trieben pro Quadrat die geringste Triebdichte (Wrage-Mönnig et al. 2020).

4.3 Fazit

Zusammenfassend lässt sich auf Basis der hier gezeigten Daten schließen, dass TV6 nicht für Deiche geeignet ist. Die artenreiche Mischung TV5 etablierte sich auf beiden Substraten gut mit bester Deckungsgradentwicklung. Allerdings waren die Triebdichten geringer als bei TV3 und 4. Inwieweit dies durch eine potentiell bessere Durchdringung des Wurzelraums ausgeglichen werden kann, muss sich unter hydraulischen Belastungen zeigen (Kap. 5 und 6). TV3 und 4 zeigten ähnliche Deckungsgrade wie TV1 und hatten von den artenreichen Mischungen die höchsten Triebdichten. Potentielle Durchwurzelung und Salztoleranz waren ähnlich wie bei TV1. Von den in Frage kommenden Saatmischungen waren Artenzahl und das Blühangebot insbesondere bei TV5 deutlich erhöht. Aber auch TV3 und 4 stellen aus ökologischer Sicht gegenüber TV1 mit mehr Arten, höherer funktionaler Diversität und mehr Blühangebot eine Verbesserung dar.

5 Zum Erosionswiderstand der Testvegetationen gegen Wellendruckschläge und Überströmen

Babette Scheres und Holger Schüttrumpf

5.1 Einleitung und Stand des Wissens

Zum Schutz vor Erosion durch Wellen oder Überlauf werden Seedeiche begrünt oder, im Falle stärkerer hydraulischer Belastungen, mit einem Deckwerk, z. B. aus Schüttsteinen, geschützt (CIRIA 2013). Die Standardsaatgutmischungen für Seedeiche bestehen aus drei verschiedenen Gräsern und optional einem geringen Anteil Schafgarbe (EAK 2002). Diese Mischungen wurden auf Basis technischer Anforderungen gewählt und bieten erfahrungsgemäß Schutz vor Oberflächenerosion durch moderate hydraulische, mechanische und witterungsbedingte Belastungen. Maximale mittlere Überlaufsraten von 5 l/(sm) mit signifikanten Wellenhöhen von $H_{m0} = 1\text{--}3$ m werden für gut unterhaltene, dichte Grasnarben empfohlen (EurOtop 2018). Aus physikalischen Modellversuchen und in-situ Untersuchungen geht hervor, dass Grasdeckschichten in gutem Zustand sogar mittleren

Wellenüberlaufsraten bis 30 l/(sm) standhalten (Trung 2014, Piontkowitz 2012, van der Meer et al. 2010b). Schwachstellen oder ein schlechter Graszustand verringern den Erosionswiderstand. Auf der seeseitigen Böschung sind keine Schäden an gut unterhaltenen Grasnarben durch Wellendruckschläge bei Wellenhöhen bis 0,75 m zu erwarten (TAW 1997). Der Erosionswiderstand ist abhängig von den Pflanzeigenschaften, wie z. B. der Wurzellänge und Wurzelichte (Vannoppen et al. 2015).

5.2 Testvegetationen

Vier der sechs definierten Testvegetationen (Kap. 4) wurden am Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen University (IWW) bezüglich ihres Erosionswiderstandes getestet:

- TV1: Gräserdominierte Referenzmischung (Standardmischung nach EAK 2002)
- TV4: Gräser-Kräuter-Mischung (Kap. 4)
- TV5: Bienenweide eigener Mischung (Kap. 4)
- TV6: Bienenweide Fertigmischung (Kap. 4)

Die Testvegetationen wurden ab April 2018 in 0,3 m hohen, kleigefüllten Pflanzkästen im Innenhof des IWW etabliert. Die Entwicklung der Testvegetationen wurde wöchentlich anhand des Deckungsgrads (Gehlker 1977) und der Vegetationshöhe (Castle 1976) sowie anhand von Fotos dokumentiert. Abbildung 7 zeigt die Testvegetationen nach einer Etablierungsphase von sechs Monaten. Die gräserdominierte Referenzmischung (TV1) und die Bienenweide eigener Mischung (TV5) wiesen die höchsten Deckungsgrade zu Beginn der hydraulischen Untersuchungen auf. Die Bienenweide Fertigmischung (TV6) zeigte den geringsten Deckungsgrad.



Abbildung 7: Testvegetationen am IWW nach einer Etablierungsphase von sechs Monaten (in Anlehnung an Scheres und Schüttrumpf 2020. © by Scheres und Schüttrumpf 2020. CC BY 4.0).

5.3 Erosionswiderstand gegen Wellendruckschläge

Für die Wellendruckschlagsimulationen wurde der Versuchsstand von Stanczak (2008) genutzt, mit Hilfe dessen ein vordefiniertes Wasservolumen über ein Fallrohr aus vorgegebener Höhe auf die Probestelle fallen gelassen und somit ein Wellendruckschlag simuliert wird (Abbildung 8 links). Die Druckschlaghöhe ist dabei abhängig vom Wasserstand im Fallrohr und der Fallhöhe. Ein maximaler Druckschlag von 47,7 kPa wurde mit einem Wasserstand von $h_w = 0,3$ m und einer Fallhöhe von $h_f = 1,8$ m erreicht.

Pro Testvegetation wurden insgesamt vier Versuchsreihen durchgeführt (zwei im Spätherbst 2018, zwei im Spätherbst 2019). Innerhalb jeder Versuchsreihe wurde die Druckschlaghöhe nach jeweils 10 Druckschlägen erhöht, indem die Fallhöhe von 0,5 bis 1,8 m und der Wasserstand von 0,25 bis 0,3 m erhöht wurden. Die Versuche wurden gestoppt, sobald eine Erosionstiefe von ca. 0,15 m erreicht wurde. Nach jeder Belastungsstufe wurde die Erosion mithilfe eines Pin-Profilers dokumentiert (Abbildung 8 Mitte). Abbildung 8 rechts zeigt eine Testfläche von TV5 vor und nach den Tests (Scheres und Schüttrumpf 2020).

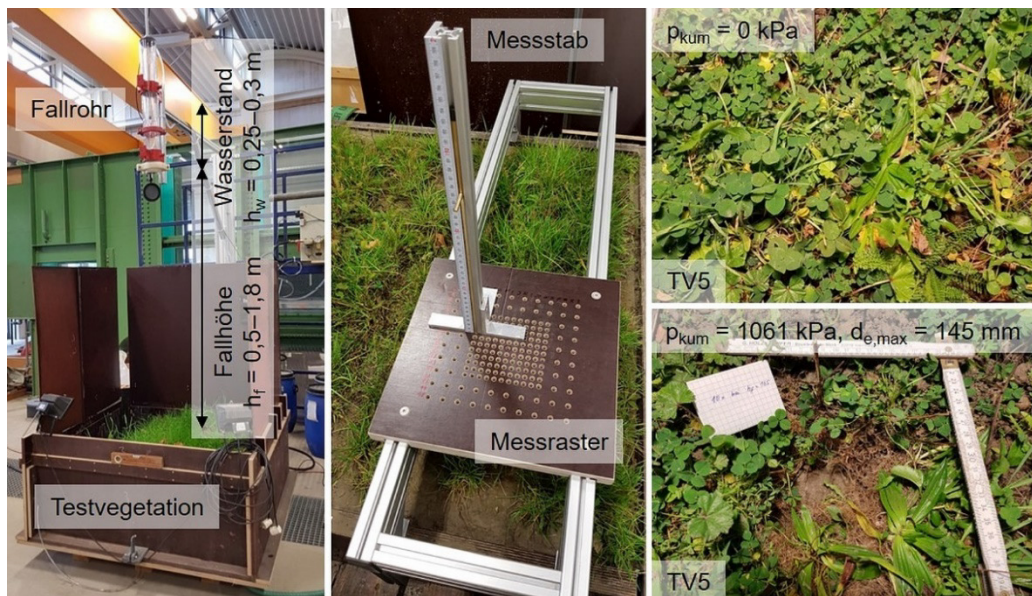


Abbildung 8: Wellendruckschlagsimulator (links), Pin-Profiler zur Dokumentation der Erosionstiefe (Mitte), TV5 vor und nach den Versuchen mit einem schützenden, jedoch teils bereits beschädigtem Wurzelnetz über dem Erosionsloch (rechts) (in Anlehnung an Scheres und Schüttrumpf 2020). © by Scheres und Schüttrumpf 2020. CC BY 4.0).

Abbildung 9 stellt die maximalen Erosionstiefen der Pin-Profiler-Messungen $d_{e,max}$ aufgetragen über die kumulative Druckschlagbelastung p_{cum} für die verschiedenen Testvegetationen dar. Unterschiede zeigten sich zwischen den einzelnen Testvegetationen sowie teils innerhalb dieser. Der höchste Erosionswiderstand wurde für eine der Testflächen der gräserdominierten Referenzmischung (TV1) festgestellt, die die höchste kumulative Druckschlagbelastung zum Erreichen der finalen Erosionstiefe erforderte. Für die Bienenweiden (TV5 und TV6) waren im Mittel geringere kumulative Druckschlagbelastungen bis zum Erreichen der finalen Erosionstiefe erforderlich als für die Testvegetationen mit höherem Gräseranteil (TV1 und TV4). Im Vergleich zur unbewachsenen Kleitestfläche wurde für alle bewachsenen Testflächen ein langsamerer Erosionsfortschritt und somit erhöhter Erosionswiderstand festgestellt (Scheres und Schüttrumpf 2020).

In Abbildung 10 ist die Erosionsrate E über die Wurzelichte RD (links) und Wurzellängendichte RLD (rechts) aufgetragen. Die Parameter wurden jeweils für Tiefenschichten á 5 cm ermittelt und analysiert. Exponentiell steigende Erosionsraten wurden mit sinkender Wurzelichte bzw. Wurzellängendichte festgestellt. Die Regressionsanalyse zeigt eine leicht höhere Anpassungsgüte der Ausgleichsfunktion $E(RLD)$ im Vergleich zu $E(RD)$. Insgesamt ist eine hohe Streuung der Daten zu verzeichnen, wie sie sich auch bei anderen Studien zeigte (Vannoppen et al. 2015). Weitere Ausführungen und Auswertungen können Scheres und Schüttrumpf (2020) entnommen werden.

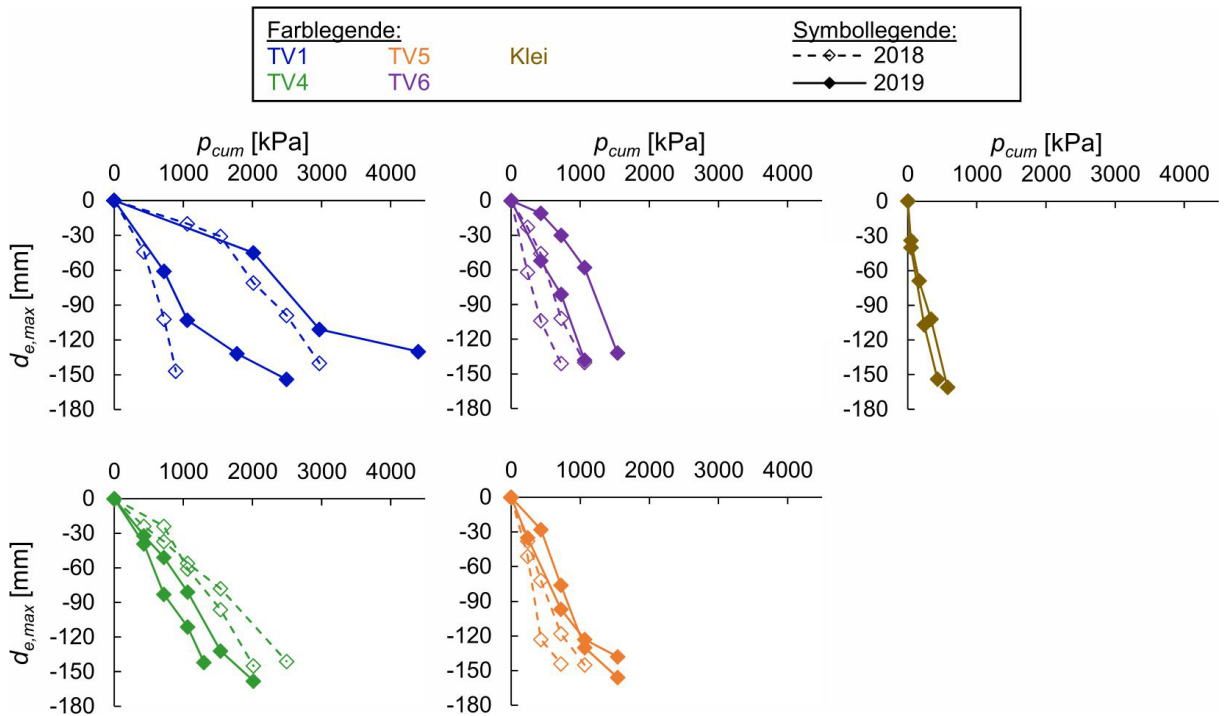


Abbildung 9: Maximale Erosionstiefe $d_{e,max}$ aufgetragen über die kumulative Druckschlagbelastung p_{cum} (in Anlehnung an Scheres und Schüttrumpf 2020. © by Scheres und Schüttrumpf 2020. CC BY 4.0).

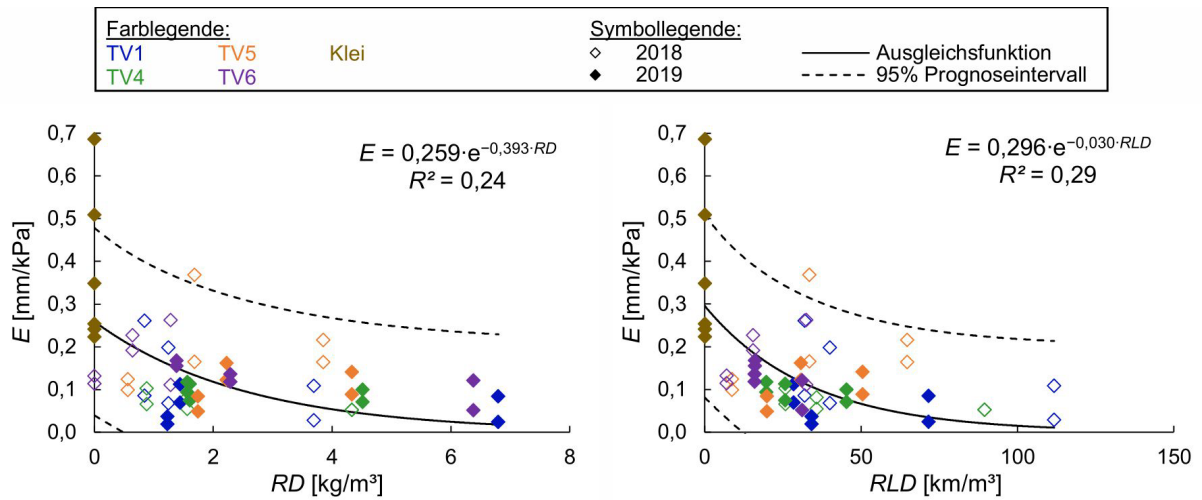


Abbildung 10: Erosionsrate E in Abhängigkeit der Wurzel­dichte RD (links) und Wurzellängen­dichte RLD (rechts) (in Anlehnung an Scheres und Schüttrumpf 2020. © by Scheres und Schüttrumpf 2020. CC BY 4.0).

5.4 Erosionswiderstand gegen Überströmen

Zur Untersuchung des Erosionswiderstandes gegen Überströmen wurden im Spätherbst 2018 nach einer Etablierungsphase von ca. sechs Monaten Überströmversuche an einem 1,8 m hohen Deichmodell in der 2 m weiten, 20 m langen und bis zu 3 m hohen Strömungsrinne am IWW durchgeführt (Abbildung 11 links). Die verschiedenen Testvegetationen wurden auf die 1:3 geneigte landseitige Böschung und die Deichkrone platziert (Abbildung 11 Mitte). Auf die Abbildung der seeseitigen Böschung wurde verzichtet. Eine

Trennwand in der Mitte der Rinne unterteilt das Deichmodell in zwei ca. 1 m breite Testbereiche. Halbseitig einsetzbare Absperrelemente ermöglichten das getrennte Testen der beiden Bereiche. Die hydraulische Belastung wurde stufenweise erhöht mit konstanter Überströmung für jeweils 45 Minuten (für $q_w \approx 10, 20, 35$ und 45 l/(sm)) bzw. 30 Minuten (für $q_w \approx 70, 90, 105, 135$ und 195 l/(sm)). Die Versuche wurden beendet sobald die Erosion den Sandkern erreichte; dies trat jedoch lediglich als Modelleffekt an den Rinnenwänden auf. Zur Messung der Fließgeschwindigkeiten und Reinwassertiefen wurden an drei Messstellen entlang der Deichböschung Leitfähigkeitssonden mit zwei Sondenspitzen des UNSW Water Research Laboratory (Felder et al. 2019) eingesetzt (Abbildung 11 rechts). Der Erosionsfortschritt wurde nach jeder Belastungsstufe an vier Querschnitten mit einem Pin-Profilier dokumentiert und die erodierte Fläche prozentual abgeschätzt (Scheres und Schüttrumpf 2020).

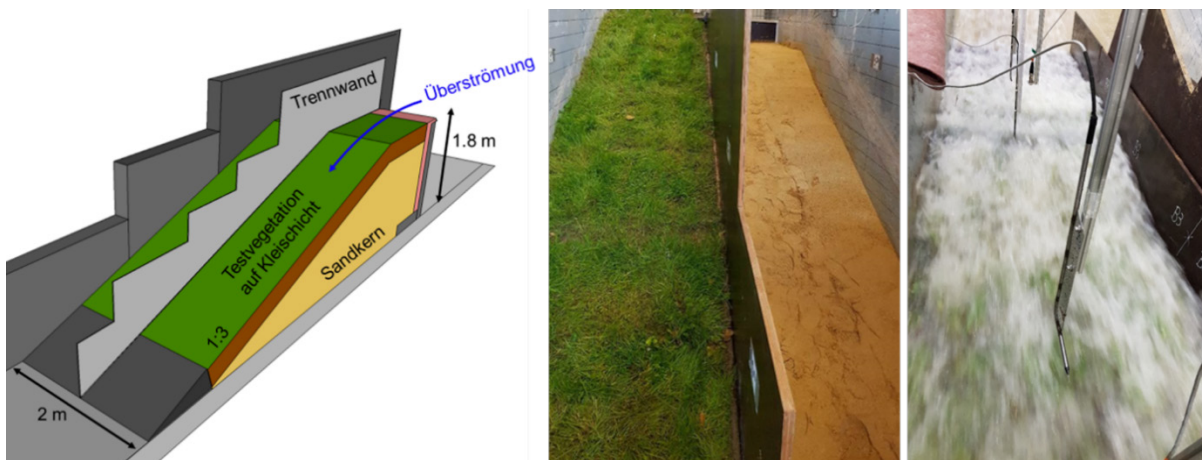


Abbildung 11: Schematische Darstellung des Versuchsstandes für die Überströmversuche (links), Fotos des Deichmodells mit und ohne Testvegetation (Mitte, Blick vom Deichfuß Richtung Deichkrone), Messinstrumente während der Versuche (rechts, Blick von der Deichkrone Richtung Deichfuß).

Abbildung 12 links zeigt die geschätzte erodierte Fläche entlang der Böschung aufgetragen über die Überströmrates. Der langsamste Erosionsfortschritt wurde für die gräserdominierte Referenzmischung (TV1) festgestellt mit lediglich 13 % erodierter Fläche nach den Tests mit einer Überströmrates von 180 l/(sm) . Die Gräser-Kräuter-Mischung (TV4) und Bienenweide eigener Mischung (TV5) wiesen stärkere Erosion auf. Bei der Bienenweide Fertigmischung (TV6) waren, als Folge der geringen Vegetationsdichte, bereits 49 % der Oberfläche nach den Tests mit 9 l/(sm) von Erosion betroffen (Scheres und Schüttrumpf 2020).

Die gräserdominierte Referenzmischung (TV1) wurde mit Überströmrates bis 180 l/(sm) und Fließgeschwindigkeiten bis $3,7 \text{ m/s}$ belastet, die Gräser-Kräuter-Mischung (TV4) mit 102 l/(sm) und $2,5 \text{ m/s}$ und die Bienenweide eigener Mischung (TV5) mit 98 l/(sm) und $2,4 \text{ m/s}$. Dabei wurde keine Erosion beobachtet, die als Versagen der Deckschicht angesehen werden konnte, d. h. die Erosion erreichte nicht den Sandkern (mit Ausnahme von Modelleffekten an den Rinnenwänden). Abbildung 12 rechts zeigt die stärkste während der Überströmversuche beobachtete Erosion. Weitere Ausführungen und Auswertungen können Scheres und Schüttrumpf (2020) entnommen werden.

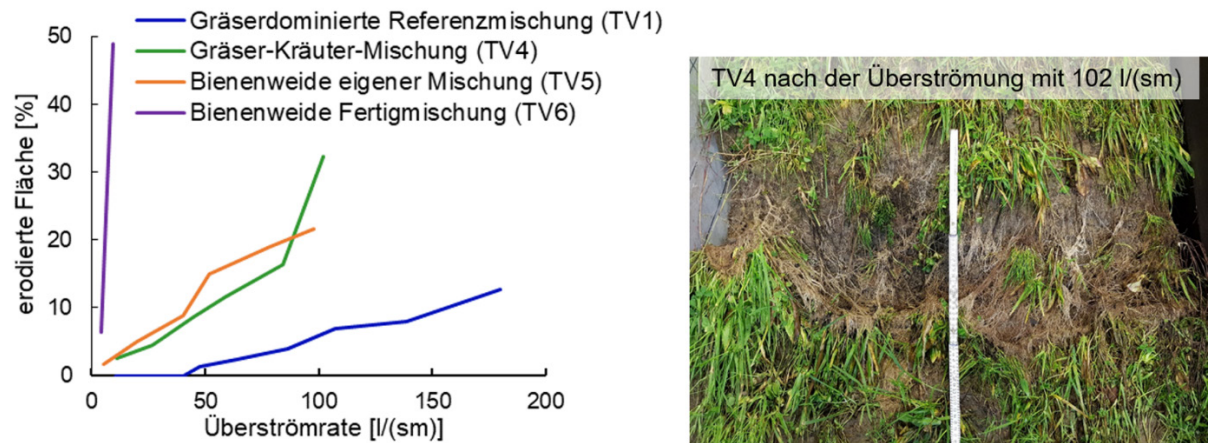


Abbildung 12: Geschätzte erodierte Fläche in Abhängigkeit der Überströmrate (links), stärkste während der Versuche beobachtete Erosion (rechts).

5.5 Fazit

Aus den Wellendruckschlagsimulationen ging im Mittel eine höhere Erosionsrate für die kräuterdominierten Bienenweiden (TV5 und TV6) im Vergleich zu den Vegetationsmischungen mit höherem Gräseranteil (TV1 und TV4) hervor. Mit sinkender Wurzeldichte bzw. Wurzellängendichte wurde eine exponentiell steigende Erosionsrate festgestellt. Die Analyse der während der Überströmversuche prozentual erodierten Fläche zeigte den langsamsten Erosionsfortschritt bei der gräserdominierten Referenzmischung (TV1). Erosion wurde insbesondere an Schwachstellen in der Deckschicht (hier Kahlstellen) initiiert, welche bei den Testvegetationen unterschiedlich stark ausgeprägt waren. Die dargestellten Ergebnisse sind lediglich für vergleichbare Randbedingungen gültig (Vegetationseigenschaften, hydraulische Belastung). Bei der Interpretation der Ergebnisse sind die Wachstumsbedingungen der Testvegetationen zu berücksichtigen (kurze Etablierungszeit, Starkregenereignisse kurz nach der Aussaat, Hitzewelle und Dürrephase während der Sommermonate) (Scheres und Schüttrumpf 2020). Zusätzliche Untersuchungen, insbesondere zur Berücksichtigung der langfristigen Vegetationsentwicklung und der stochastischen Natur der Vegetationseigenschaften, sind erforderlich.

6 Der Einfluss von Wellen auf das Wachstum und den Widerstand der Testvegetationen

Tom K. Hoffmann, Jochen Michalzik, Maike Paul und Torsten Schlurmann

6.1 Einleitung

Bei der ökologischen Aufwertung von Seedeichen kommt die Frage auf, inwieweit die Vegetation auf Deckwerken die Standfestigkeit der Deiche beeinflusst und wie sich Vegetation mit gesteigertem ökologischen Wert unter den anstehenden Belastungen auf einem Seedeich entwickelt. Bisherige Erkenntnisse zur Vegetationsentwicklung unter Wellenbelastung beziehen sich vornehmlich auf aquatische Vegetation (z. B. Seegrass, Blanchette 1997, Paul und de los Santos 2019) oder Ufervegetation (z. B. Schilf, Silinski et al.

2018, Sundermeier et al. 2007). Zuverlässige Vorhersagen für die Anpassung von Grasdeckwerken an die Wellenbelastung können bisher nicht getroffen werden.

Identifizierte Einflussfaktoren auf die Vegetationsentwicklung sind u. a. die Sturmintensität, die zum Herbst generell zunimmt, und die Wellenbedingungen wie Eintrittswinkel oder Höhe der Wellen. Zusätzlich kommt der Meeresspiegelanstieg hinzu, der die Sturmintensität und die Belastungen auf die Küsten weiter verstärken wird (Cai et al. 2015, De Winter et al. 2013). Bisherige Erkenntnisse legen nahe, dass Sturmfluten während und nach einer Entwicklungsphase die Entwicklung der Widerstandskraft des Grasdeckwerks unterbrechen und die Phasenfolge der gestressten Pflanzen verändern können. Der resultierende Einfluss auf den Stabilitätsgrad der Grasdeckwerke ist bisher jedoch kaum untersucht worden und wird daher in diesem Teilvorhaben eingehend untersucht.

Im Vergleich zu vorherigen Untersuchungen (Piontkowitz 2012, Stanczak und Oumeraci 2012, TAW 1997, van der Meer et al. 2010a) konzentriert sich diese Studie auf Reaktions- und Anpassungsfähigkeit der Vegetation über eine längerfristige Entwicklungsphase von Grasdeckwerken und nicht auf kurzzeitige, bestimmte Lebensphasen von 3 bis 14 Tagen.

6.2 Theorie

Die Stabilität von Grasdeckwerken wird maßgeblich vom Wurzelwerk der Vegetation bestimmt, das die Bodenaggregate zusammenhält und zur Bodenbewehrung führt. Dabei beeinflussen u. a. Wurzelform und Wurzelichte den Erosionswiderstand (TAW 1997). Die Zugkräfte der Wellen belasten die Blätter und Stiele direkt und regen die Wurzelbildung folglich im Bereich des Wellenaufschlags und -auflaufs an (Coops et al. 1996). Laut Sprangers (1999) reagiert die Vegetation auf die Belastungen durch erhöhtes Wachstum und mit einer stärkeren Festigkeit der unterirdischen Biomasse. Das Ergebnis ist eine Steigerung der Stabilität durch die Anpassung der Vegetation. Allerdings variiert die Wurzeltiefe und somit die Stabilität des Graswerkes in Abhängigkeit der Saison (Stanczak et al. 2007).

Gegenüber technischen Bauwerken entwickelt sich die Widerstandskraft der Grasdeckwerke erst mit der Zeit und erreicht die volle Widerstandskraft nach 3 bis 5 Jahren (TAW 1999). Im Vergleich zu technischen Bauwerken sollte die Lebensdauer der grünen Deiche durch die stetige Erneuerung der Vegetation daher theoretisch unendlich sein. Zusätzliche Faktoren sind der Bodenwassergehalt und das Wurzelvolumenverhältnis, die die Scherfestigkeit des Bodens beeinflussen, jedoch variiert der Bodenwassergehalt unter den Saison abhängigen Wetter- und Sturmflutbedingungen (Richwien 2017, Stanczak et al. 2007). Dies hat zur Folge, dass sich ermittelte Scherfestigkeiten, selbst bei vergleichbarer Vegetation, nicht auf Grasdeckwerke mit anderen Bodensättigungen übertragen lassen.

6.3 Versuchsaufbau

Um diverse Vegetationsmischungen unter realen Bedingungen untersuchen zu können, wurde ein großmaßstäbliches Modell mit echter Vegetation im neuen Außenwellenbecken (AWB) am Standort Marienwerder des Ludwig-Franzius-Instituts in Hannover angelegt. Das AWB ist 24,1 m lang, 14,2 m breit und die maximale Wassertiefe beträgt 0,8 m vor der Wellenmaschine und 1 m im Tieftteil (Abbildung 13). Im Tieftteil des AWB wurde im Herbst

2017 ein Versuchsdeich mit Kleiabdeckung und einer Neigung von 1:6 erstellt. Das Kleimaterial wurde an der Nordsee nahe Husum entnommen und als deichbaueeignet eingestuft (TAW 1999). Im Frühjahr 2018 wurden vier verschiedene Testvegetationen (Kap. 4) auf dem Versuchsdeich ausgesät, die sich in ihrer ökologischen Aufwertung unterscheiden (Abbildung 13 rechts). Der Versuchsdeich wurde in zwei Bereiche unterteilt und gemäß Versuchsprogramm (s. u.) belastet. Während der Versuche wurden beide Bereiche eingestaut und im Bereich mit Wellenbelastung zusätzlich natürlicher Seegang generiert, um die Entwicklung der Testvegetationen bei unterschiedlichen Bedingungen zu untersuchen.

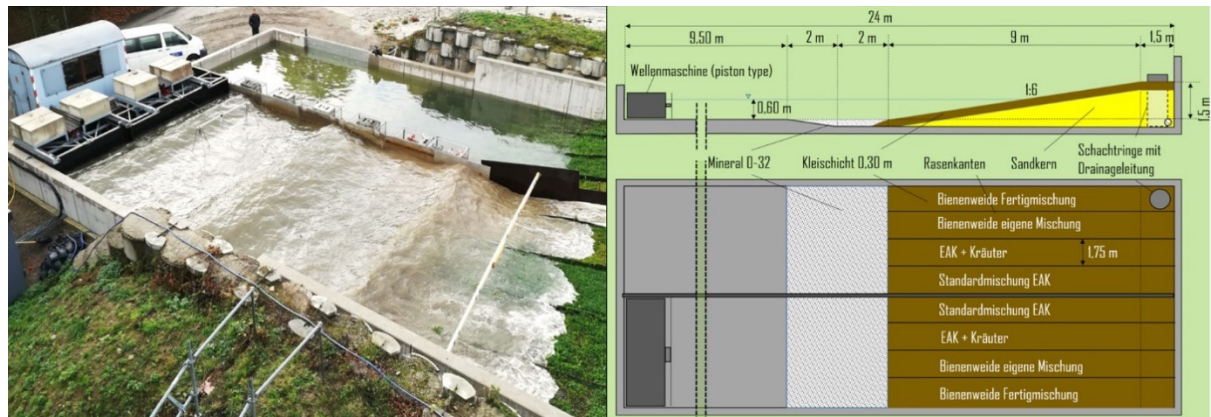


Abbildung 13: Die Versuchsanlage mit und ohne Wellenbelastung (links); Schematische Draufsicht und Schnitt der Versuchsanlage mit Vegetation (rechts) (Michalzik et al. 2018).

6.4 Versuchsprogramm

Sturmereignisse wurden simuliert, indem Wasser in beiden Teilen des Beckens auf 0,8 m eingestaut wurde. Das Wasser wurde dem Mittellandkanal entnommen und seine Qualität mittels Multiparametersonde überwacht. Eine Seite des Versuchsdeichs wurde je Sturmereignis bis zu 5 Stunden mit Wellen belastet (Tabelle 6). Zwischen diesen simulierten Sturmflutereignissen wurden die Testvegetationen monatlich mit Salzwasser (34 ppm und 10 l/m²) beregnet, um den Salzeintrag während der Sturmflutsaison zu simulieren.

Die ersten Sturmereignisse wurden im Herbst 2018 simuliert, nachdem die Etablierungsphase der Vegetation abgeschlossen war. Witterungsbedingungen verhinderten eine Simulation von Sturmereignissen während der Winterzeit, jedoch wurde die Fläche weiter mit Salz belastet, um die winterlichen Sturmfluten in der Nordsee nachzuahmen. Bei der ersten Versuchsdurchführung mit regelmäßigen Wellen ($H_s = 0,4$ m) traten erste Erosionsschäden auf, so dass für die weiteren Versuche die signifikante Wellenhöhe auf 0,3 m reduziert und JONSWAP-Spektren angewandt wurden (Tabelle 6), um die Intensität der Wellenbelastung zu reduzieren.

Tabelle 6: Übersicht der Modellversuche.

Versuch	Datum	Dauer t [h]	Wellenhöhe H_{m0} [m]	Periode T_p [s]	Bemerkung
1	24.10.2018	1	0,4	2	regelmäßige Wellen
2	01.11.2018	3,5	0,3	2	JONSWAP Spektrum
3	14.11.2018	5	0,3	2	JONSWAP Spektrum
4	20.11.2018	5	0,3	2	JONSWAP Spektrum
5	13.03.2019	1,5	0,3	2	JONSWAP Spektrum
6	29.03.2019	5	0,3	2	JONSWAP Spektrum
7	10.04.2019	5	0,3	2	JONSWAP Spektrum
8	17.04.2019	5	0,3	2	JONSWAP Spektrum
9	24.04.2019	5	0,3	2	JONSWAP Spektrum

6.5 Datenerfassung

6.5.1 Vegetationskartierung

Nach der Aussaat im Frühjahr 2018 wurde die Vegetationsentwicklung monatlich in Bezug auf den Deckungsgrad und die Wuchshöhe bestimmt. Die Deckungsgrade wurden mittels Grünwerterkennung aus Luftaufnahmen (DJI Phantom 3) gewonnen. Der Versuchsdeich wurde entlang eines Rasters in Felder unterteilt und mit einer Bildverarbeitungsroutine (MATLAB) wurde das Verhältnis zwischen Vegetation und kahlen Stellen für jedes Testfeld ermittelt (Abbildung 14 links).

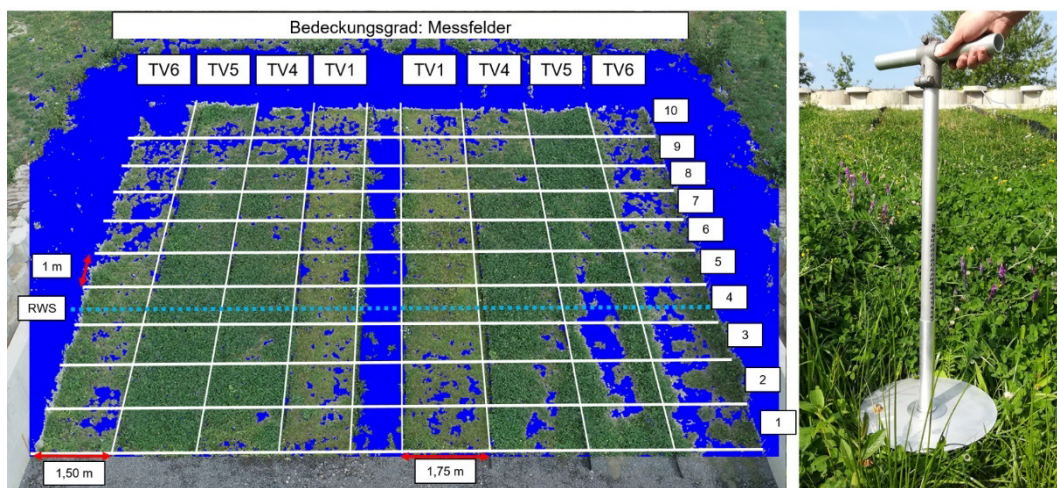


Abbildung 14: Grünwerterkennung auf dem Messraster (links). TV1–TV6 bezeichnen die verwendeten Vegetationen, die Zahlen beschreiben die Messreihen und die blaugestrichelte Linie zeigt den Ruhewasserstand in gefülltem Beckenzustand. Die grünen Flächen entsprechen der vorhandenen Vegetation (Michalzik et al. 2018). Messung der Wachstumshöhe mit Hilfe des Herbometers (rechts).

Zusätzlich wurde die mittlere Wuchshöhe mittels eines Herbometers regelmäßig gemessen (Castle 1976). Pro Rasterfeld wurden zwei Messungen durchgeführt. Das Instrument besteht aus einer Stange mit einer leichten Aluminiumplatte, die beim Absetzen des Gerätes auf die Testfläche durch die Vegetation nach oben verschoben wird und die Wachstumshöhe angibt (Abbildung 14 rechts).

6.5.2 Scherkraft

Der Widerstand der Vegetationsdecke wurde mittels Auszugsversuchen mit einem selbstentwickelten Pull-Out Gerät (Abbildung 15) ermittelt. Beim Auszugversuch wird mithilfe eines runden Gipsblocks mit installiertem Anker eine Vegetationsfläche senkrecht zur Bodenoberfläche gezogen. Als Geschwindigkeit der Zugmaschine (bestehend aus einem Rahmen mit Servomotor, Getriebe und Gewindestange) wurde 1 mm/s gewählt. Eine integrierte Kraftmesszelle ermittelt die aufzubringende Zugkraft, aus der die kritische Spannung senkrecht zur Bodenoberfläche ermittelt werden kann. Messungen fanden sowohl im Dezember 2018 als auch im Mai 2019 statt.



Abbildung 15: Auszugsversuche auf dem Außendeich.

6.5.3 Erosion

Um eine mögliche Gefährdung der Kleischicht während der Modellversuche zu überwachen wurde ein Profilmeter installiert. Das Profilmeter befand sich in einer Höhe von 0,2 H_s in der Wellenaufschlagszone und maß punktuell die Erosionstiefen. Erosion entstand hauptsächlich an vegetationsarmen Stellen oder Stellen, die während der Versuche kahl wurden. An bewachsenen Stellen zeigte die Erosion keine Unterschiede zwischen den Vegetationen.

6.6 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse nach vier simulierten Sturmfluten zum Erhebungszeitpunkt November/Dezember 2018 vorgestellt.

6.6.1 Vegetationsentwicklung

Die Wuchshöhe zeigt eine ungleichmäßige Verteilung entlang des Versuchsdeichs, die wahrscheinlich aus dem Wassermangel im trockenen Sommer 2018 resultiert. Trotz künstlicher Bewässerung blieb der Kleiboden im oberen Bereich trocken, da sich das Wasser

unten am Deichfuß ansammelte. Folglich wird die Wuchshöhe nicht mehr unter dem Gesichtspunkt der Auswirkung der Wellenbelastung betrachtet.

Beim Deckungsgrad konnte hingegen eine Auswirkung der Versuche in Abhängigkeit der Vegetation beobachtet werden (Abbildung 16). Auf der Seite ohne Wellenbelastung zeigen die Vegetationsflächen TV4 und TV5 keine Änderung, während sich auf TV1 und TV6 eine verringerte Deckung zeigte. Auf der wellenbelasteten Seite hat sich die Deckung von TV6 um 50 % reduziert, während sie sich für TV4 und TV5 geringfügig erhöhte und für TV1 von fast 80 % auf nahezu 100 % anstieg. Der hohe Verlust an Vegetationsfläche auf TV6 basiert auf hoher Erosion, da Bereiche mit Deckungsgraden < 70 % bereits nach der ersten Wellenbelastung Erosionsfolgen zeigten, die durch folgende Wellenbelastungen verstärkt wurden. Diese Ergebnisse unterstützen die These, dass eine spärliche Pflanzendecke einen verringerten Erosionsschutz gegenüber der Wellenbelastung bietet als eine geschlossene Pflanzendecke.

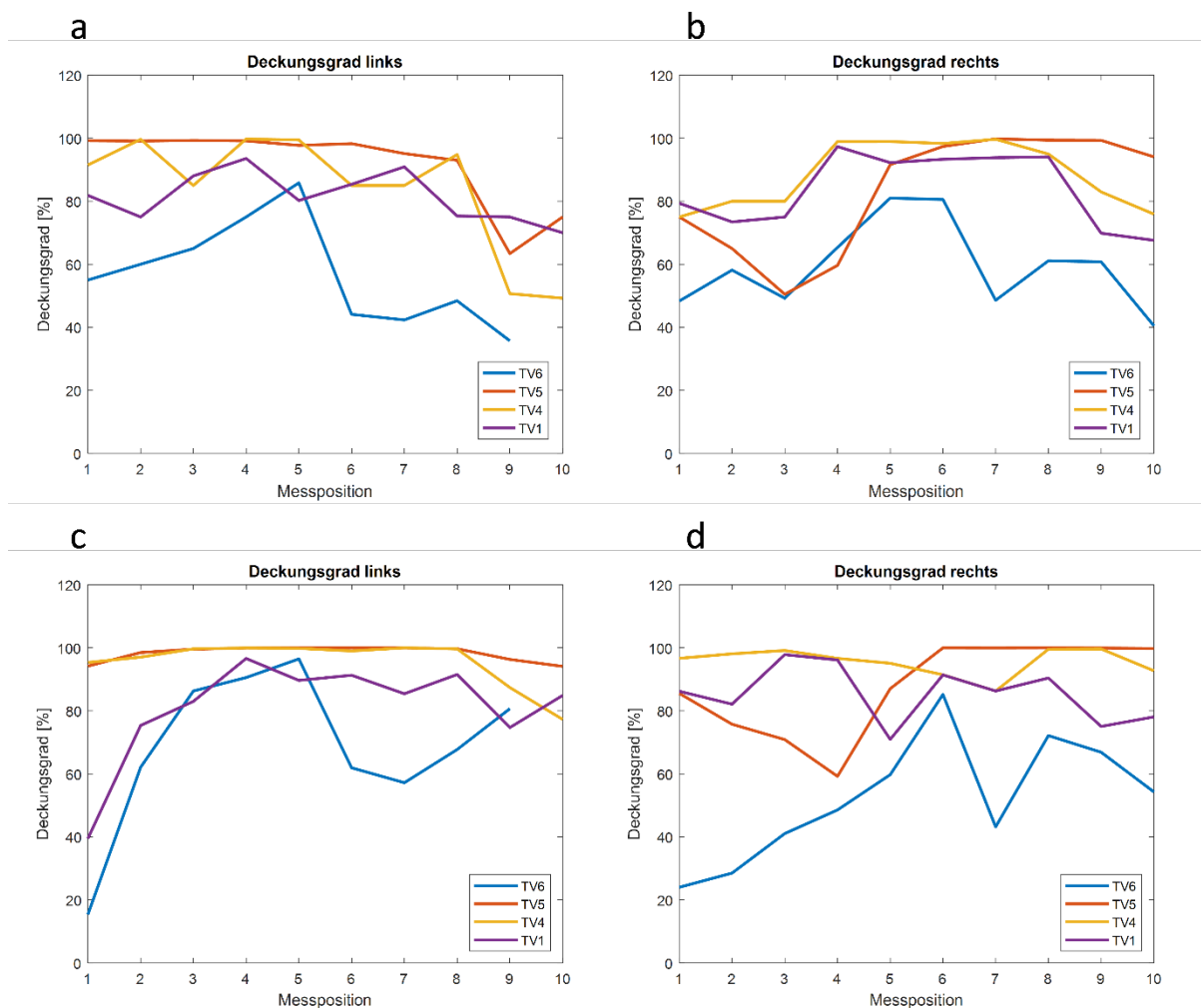


Abbildung 16: Deckungsgrad a, b vor (Anfang Oktober 2018) und c, d nach (Ende November 2018) vier simulierten Sturmfluten. Die Messposition bezieht sich auf die Lage auf dem Modelldeich mit Position 1 am Deichfuß. Links beschreibt die Seite ohne Wellenbelastung und rechts die Seite mit Wellenbelastung.

6.6.2 Scherkraft

Die Vegetationen ohne Wellenbelastung zeigten kaum Unterschiede in der Widerstandskraft bzw. der kritischen Spannung der Vegetationsflächen, während eine unterschiedliche Reaktion auf Wellenbelastung deutlich wurde (Abbildung 21). Die Daten deuten darauf hin, dass die Widerstandskraft der Grasmischung nach EAK (2002, TV1) nach der ersten Anwachsphase höher ist als die der Vegetationen TV4 und TV5, die einen höheren ökologischen Wert aufweisen.

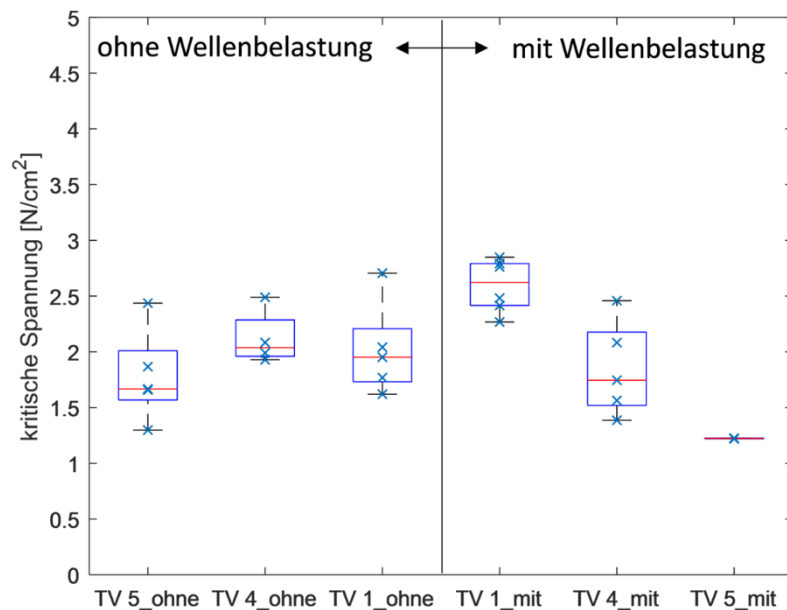


Abbildung 17: Kritische Spannungen für ausgewählte Vegetationen nach vier simulierten Sturmfluten (rechts) und ohne Wellenbelastung (links).

6.7 Fazit

Die dargestellten Ergebnisse deuten darauf hin, dass die verwendeten Vegetationen mit Wachstumsanpassungen auf Wellenbelastungen reagieren, diese jedoch nicht einheitlich sind. Mit Bezug auf die Deckung scheint die Wellenbelastung für drei von vier Vegetationen ein Wachstum gefördert zu haben, wobei aus den Daten nicht hervor geht, ob die Reduktion der Deckung für TV6 unter Wellenbelastung in der Saatmischung oder im geringen Deckungsgrad zu Beginn der Versuche begründet ist. In Bezug auf die Widerstandskraft deutet sich an, dass die Vegetationen mit höherem ökologischen Wert geringere Werte aufweisen als die Grasmischung nach EAK (2002). Da sich die Widerstandskraft von Vegetationen jedoch innerhalb der ersten 3 bis 5 Jahre steigert (TAW 1999) erlauben die Daten lediglich eine Momentaufnahme ca. 6 Monate nach der Ansaat und ermöglichen keine Rückschlüsse auf die Gesamtlebensdauer der Vegetationen.

7 Ökotoxikologische Untersuchungen an Geotextilien

Björn Deutschmann und Henner Hollert

7.1 Einleitung

Der Eintrag von anthropogenen Stoffen in die aquatische und terrestrische Umwelt ist aus ökotoxikologischer Sicht immer mit einem Konfliktpotenzial verbunden. Die Frage nach dem Verbleib und Verhalten dieser Stoffe in den Umweltkompartimenten und den Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften stehen dabei im Fokus des Interesses. Jede Baumaßnahme bedeutet einen Eintrag von anthropogenen Stoffen. Dabei können Schadstoffeinträge bereits während der Baumaßnahmen oder im Verlauf der Zeit über Verwitterung und Auswaschung von umweltrelevanten Chemikalien in die aquatische Umwelt erfolgen. Zur Bewertung potenzieller Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften durch eingebrachte Baumaterialien ist nicht nur die Bewertung von Einzelsubstanzen von Relevanz, welche im Rahmen der Europäischen Chemikalienverordnung REACH vor ihrer Inverkehrbringung erfolgt, sondern auch die Bewertung von Chemikalienmixturen, welche unter realistischen Expositionsbedingungen eingetragen werden können.

Zur Förderung möglichst umweltfreundlicher Produkte setzt sich in den letzten Jahren immer mehr das Konzept der Green Toxicology durch. Dieses Konzept setzt in einer frühen Phase der Produktentwicklung auf die ökotoxikologische und humantoxikologische Untersuchung, um mögliche Risiken für Menschen und die Natur zu identifizieren. Eingesetzt wird dafür eine Testbatterie mit einer breiten Spanne ökotoxikologischer und humantoxikologischer Endpunkte (Crawford et al. 2017).

Im Rahmen des EcoDike-Projektes wurden das 3D-Geotextilgitter Fortrac® 3D 90 – ein dreidimensionales Bewehrungsgitter, das zur Böschungssicherung eingesetzt wird – und der Vliesstoff HaTe B 300 „O“ II der HUESKER Synthetic GmbH hinsichtlich ihres ökotoxikologischen Potenzials auf die aquatische Umwelt untersucht. Die Bewertung erfolgte mittels zwei unterschiedlicher Strategien, welche unterschiedliche Expositionsszenarien abbildeten. Zur Abbildung der Auswaschung unter realistischen Bedingungen erfolgte in modifizierter Form des Dynamic Surface Leaching Tests (DSL_T) (DIN CEN/TS 16637-2) eine Auslaugprüfung wie für die Untersuchung von Baumaterialien vorgeschlagen (Gartiser et al. 2016). Da es sich bei einem Deichdeckwerk um ein zumindest zeitweise stark durch das auflaufende Wasser beeinflusstes Bauwerk handelt, wurde ein dynamisches System mit einer regelmäßigen Durchmischung des Eluats und der Geotextilien etabliert (sechs vollständige Durchmischungen mittels eines Überkopfschüttlers pro Minute) (Deutschmann und Hollert 2020).

Für die Abbildung eines *worst-case-szenario* und somit dem maximalen Schädigungspotenzial der eingesetzten Materialien wurde eine Soxlet-Extraktion durchgeführt. Unter Einsatz des Lösungsmittels Aceton wurden die Geotextilien für zwölf Stunden extrahiert. Die so gewonnenen Extrakte wurden anschließend auf „Trockene“ eingeengt und für den Einsatz in Biotests in Dimethylsulfoxid (DMSO) rückgelöst (Deutschmann und Hollert 2020).

Der Einsatz einer umfassenden Biotestbatterie, welche die wichtigsten biologischen Endpunkte berücksichtigt, ist derzeit ein wichtiger Gegenstand der Forschung im Rahmen der Schadstoffbewertung für neuartige Schadstoffe. Die für die Bewertung des ökotoxikologischen Potenzials der Geotextilien eingesetzte Biotestbatterie orientierte sich an der

kürzlich vom europäischen NORMAN Netzwerk für neuartige Schadstoffe und dem integrierten EU-Projekt SOLUTIONS vorgeschlagene Biotestbatterie, welche derzeit von der Europäischen Kommission auf die Implementierung in die Wasserrahmenrichtlinie geprüft wird (Abbildung 18).

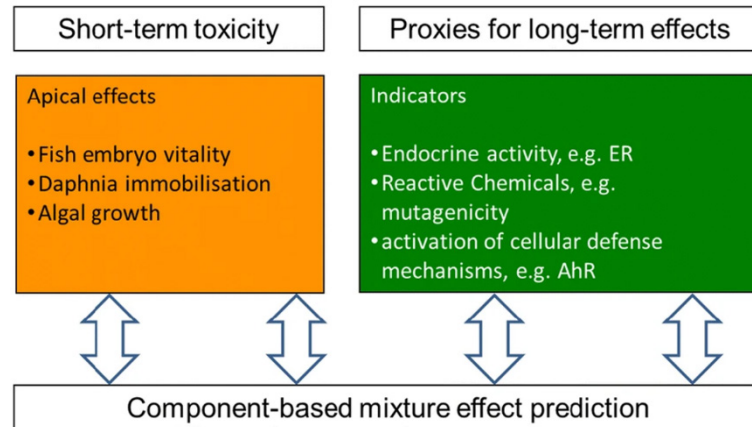


Abbildung 18: Der Europäischen Kommission vorgeschlagene Biotestbatterie aus SOLUTIONS und NORMAN mit in vivo-Tests (orange) und in vitro-Verfahren (grün), die auch als Grundlage für dieses Projekt dient (Brack et al. 2019).

7.2 Fischeitest mit *Danio rerio*: Ergebnisse und Diskussion

Die teratogene Toxizität der Eluate und Extrakte auf Fischeier des Zebraäbrblings (*Danio rerio*) wurde gemäß DIN-Norm 15088 untersucht. Die durchgeführten Untersuchungen befanden sich dabei innerhalb der geforderten Validitätskriterien. Die Ergebnisse des Fischeitests (FET) der hergestellten Eluate sind in Abbildung 19 dargestellt.

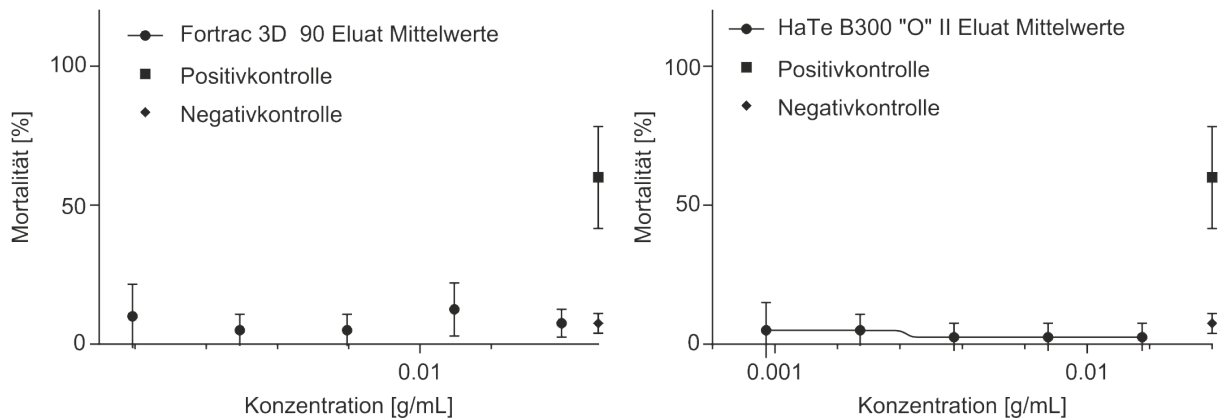


Abbildung 19: Letales teratogenes Schädigungspotenzial der Eluate der Geotextilien im Fischeitest (FET) mit *Danio rerio*. Punkte repräsentieren die Mittelwerte der untersuchten Replikate ($n = 4$). Fehlerbalken repräsentieren die Standardabweichung (Deutschmann und Hollert 2020).

Wie der Abbildung zu entnehmen ist, konnte für die Eluate, welche unter realistischen Expositionsbedingungen in der Auslaugprüfung gewonnen wurden, kein letales teratogenes Schädigungspotenzial auf die Fischeier des Zebraäbrblings nachgewiesen werden. Gemäß DIN CEN/TS 16637-2 entsprach die höchste eingesetzte Konzentrationsstufe 2 mL/cm² bzw. 25 mg/L (Fortrac® 3D 90) und 15 mg/L (HaTe B 300 „O“ II). Gleiches

zeigte sich für subletale Effekte auf die Eier, welche ebenfalls beim Einsatz der Eluate nicht festgestellt werden konnten (Deutschmann und Hollert 2020).

Ein anderes Bild zeigte sich für die Bewertung der durch Soxlet-Extraktion gewonnenen Extrakte, für die im Gegensatz zu den Eluaten ein teratogenes Schädigungspotenzial im FET ermittelt werden konnte (Abbildung 20). Dabei zeigten die Extrakte beider Geotextilien ähnliche Extraktäquivalentkonzentrationen, bei denen 50 % der eingesetzten Fisch-eier einen letalen Effekt aufwiesen (LC50): ein LC50 von 11,45 g/mL für das 3D-Geotextilgitter Fortrac® 3D 90 und ein LC50 von 9,76 g/mL Geotextiläquivalent für den Vliesstoff HaTe B 300 „O“ II. Mit Zunahme der eingesetzten Extraktkonzentration zeigten sich in Bezug auf subletale Effekte eine vermehrte Ausbildung von Ödemen, verminderter Herzschlag und Blutkreislauf und die Ausbildung von Wirbelsäulendeformationen (Deutschmann und Hollert 2020).

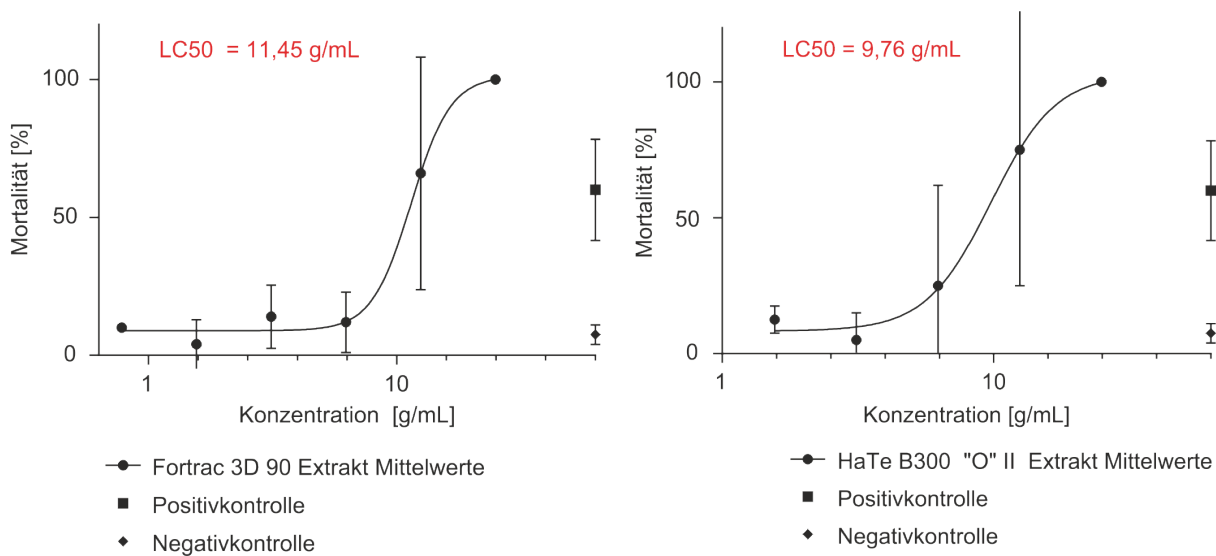


Abbildung 20: Letales teratogenes Schädigungspotenzial der Extrakte der Geotextilien im Fischeitertest (FET) mit *Danio rerio*. Punkte repräsentieren die Mittelwerte der untersuchten Replikate (n = 5 links; n = 4 rechts). Fehlerbalken repräsentieren die Standardabweichung (Deutschmann und Hollert 2020).

7.3 Fazit

Die vorläufigen Ergebnisse aus dem Fischeitertest zeigen, dass durch den Einbau der beiden untersuchten Geotextilien in Deiche kein Schädigungspotenzial auf die Embryonalentwicklung von Fischen zu erwarten ist. Nichtsdestotrotz ist ein Einbau nicht gänzlich unbedenklich für die Umwelt. Insbesondere das 3D-Geogitter Fortrac® 3D 90 zeigte in den Auslaugversuchen eine hohe Tendenz zur Ausbildung von Kunststoffabrieb (Deutschmann und Hollert 2020). Die Auswirkungen von Mikroplastik in der marinen Umwelt stellen einen eigenen und bedeutenden Zweig in der Ökotoxikologie dar. Neben den direkten Auswirkungen des Mikroplastiks auf marine Organismen, wie z. B. auf Fische oder Meeresschildkröten, steht Mikroplastik im Verdacht ein Vektor für Schadstoffe zu sein, die sich an dem Mikroplastik anlagern können und so für marine Organismen, z. B. durch gastrointestinale Aufnahme der Partikel, bioverfügbar werden. Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf, inwiefern diese Expositionspfade vermieden werden können und welche Folgen sich daraus ergeben.

Bei der Untersuchung des *worst-case-szenario* und der Verwendung von Extrakten aus der Soxlet-Extraktion konnte für beide untersuchte Geotextilien ein teratogenes Schädigungspotenzial nachgewiesen werden (Deutschmann und Hollert 2020). Dies zeigt, dass unter bestimmten Verwitterungsverhältnissen die in den Geotextilien enthaltenen Schadstoffe freigesetzt und potenziell für marine Organismen bioverfügbar werden können. Anzumerken ist, dass diese Effekte allerdings erst bei vergleichsweise hohen Konzentrationen nachgewiesen werden konnten, welche unter realistischen Bedingungen eher nicht auftreten. Dennoch können jahrelange Verwitterungsprozesse zu einer Anreicherung von Schadstoffen in der Wasserphase bzw. in den die Geotextilien umgebenden Materialien führen. Weitere Biotests mit verschiedenen Organismengruppen und mechanismus-spezifischen Endpunkten werden das Verständnis über das Schädigungspotenzial der Geotextilien vertiefen. Wichtig ist dabei auch der Vergleich mit anderen Bauteilen von Deckwerken. So konnte z. B. in der Vergangenheit auch für den Einsatz von Schlackensteinen ein ökotoxikologisches Schädigungspotenzial in *worst-case-szenarien* nachgewiesen werden.

Abschließend kann gesagt werden, dass in Bezug auf verstärkende Elemente für ökologische Deichdeckwerke der Einsatz der untersuchten Geotextilien unter realistischen Expositionsbedingungen als unproblematisch anzusehen ist. Dennoch kann der Einsatz dieser Materialien im Deichbau über die Zeit eine potenzielle Schadstoffquelle darstellen, wenn geeignete Verwitterungsverhältnisse vorliegen. Aus diesem Grund sollte, wenn die hydraulische Belastung dies zulässt, auf den Einsatz künstlicher Befestigung verzichtet werden oder wenn der Nutzen nur temporär erforderlich ist, bis bspw. durch eine Durchwurzelung die notwendige Festigkeit erreicht wurde, auf abbaubare Materialien, wie Geotextilien aus Kokosfasern, zurückgegriffen werden. Insbesondere Geotextilien mit Kunststoffbeschichtung und der Neigung zur Mikroplastikbildung stellen ein akutes Problem dar, da zum Teil bereits bei der Verarbeitung bzw. dem Einbau ein Eintrag in die Umwelt stattfinden kann. Weiterhin kann angeraten werden, neue Geotextilien in Zukunft direkt bei der Produktentwicklung im Sinne einer Green Toxicology Strategie zu untersuchen (Crawford et al. 2017).

8 Deichmonitoring und -unterhaltung

Philipp Jordan, Natasa Manojlovic und Peter Fröhle

Um die Unterhaltungsprozesse und -strategien grüner Deiche weiterzuentwickeln und anschließend an Öko-Deiche anzupassen, bedurfte es zunächst einer Erfassung und Analyse des Status Quo in den deutschen Küstenbundesländern. Darauf aufbauend wurden in-situ-Tests zur Verbesserung und Objektivierung der Bewertung von Deichen erarbeitet und in einem risikobasierten Ansatz zur Deichunterhaltung zusammengeführt. Dieser wurde dann hinsichtlich notwendiger Adaptionen für die Anwendung auf Öko-Deiche überprüft.

8.1 Analyse der derzeit in Deutschland aktuellen Unterhaltungsstrategien

Zur Erfassung und Analyse der existierenden Deichunterhaltung in Deutschland wurden zunächst Normen und Regelwerke sowie weitere Fachliteratur hinsichtlich der Unterhaltung von grünen Deichen analysiert und bewertet. Um die aktuell in der Praxis angewendeten Strategien und Prozesse der Unterhaltung zu erfassen, wurden Interviews mit Experten der

für die Unterhaltung zuständigen Behörden und Landesämter durchgeführt. Diese semi-strukturierten Interviews umfassten im strategischen Block Aspekte wie Verantwortlichkeiten, Gesetzeslage oder Finanzierung. Im operationellen Block wurden die tatsächlichen Unterhaltungsarbeiten sowie ihre Durchführung abgefragt. Die Ergebnisse dieser Bestandsanalyse werden im Folgenden präsentiert.

Eine Vielzahl an Regelwerken und Empfehlungen widmet sich in Deutschland den Hochwasserschutzanlagen. Deren Unterhaltung hingegen wird nur in wenigen Regelwerken oder Empfehlungen gesondert erwähnt. In einer dieser Normen, der DIN 31051, wird die Unterhaltung oder Instandhaltung von Bauwerken in vier Grundmaßnahmen unterteilt. Wartung dient der Verzögerung des Abbaus des vorhandenen Abnutzungsvorrats, Inspektionen der Beurteilung des Ist-Zustands, die Instandsetzung der Wiederherstellung der Funktion und Verbesserungen der Steigerung von Zuverlässigkeit, Instandhaltbarkeit oder Sicherheit ohne Veränderung der Funktion.

In Hamburg (HH), Bremen (HB), Niedersachsen (NS), Schleswig-Holstein (SH) und Mecklenburg-Vorpommern (MV) sind für die sich im Besitz der Länder befindlichen Deiche in der Regel die unteren Wasserbehörden verantwortlich. Im Einzelnen sind dies in HH der LSBG (Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer) sowie die Bezirksämter, in HB die Deichverbände rechts und links der Weser sowie bremenports, in NS die Deichverbände und der NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasser, Küsten- und Naturschutz), in SH der LKN (Landesbetrieb Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz SH) und in MV die StÄLU (Staatliche Ämter für Landwirtschaft und Umwelt). Der Aufwand muss zu 100 % von den Ländern erbracht werden und wird durch Steuereinnahmen oder im Fall von Deichverbänden (NS und HB) durch Beitragszahlungen finanziert. (Jordan et al. 2019)

Nach Glimm et al. (2009) existieren hinsichtlich der Bauwerksunterhaltung drei Strategien. Bei der Ausfallstrategie findet eine Instandsetzung lediglich im Schadensfall statt, bei der Präventivstrategie wird vor dem erwarteten Schadenzeitpunkt eine Instandsetzung eingeleitet und im Rahmen der Inspektionsstrategie werden, basierend auf eingeholten Informationen zur Abnutzung, entsprechende (Instandsetzungs-)Maßnahmen durchgeführt. Um die Instandhaltung von Hochwasserschutz (HWS) -Anlagen so wirtschaftlich wie möglich zu gestalten, ist eine Kombination der genannten Strategien erforderlich. Hinsichtlich ihrer Deiche verfolgen die fünf Küstenbundesländer im Wesentlichen die Inspektionsstrategie. Es werden je nach Bundesland jährlich oder halbjährlich Deichscharen abgehalten, wobei die Schau im Herbst vor der Sturmflutzeit der Überprüfung der Wehrhaftigkeit der Anlagen dient. Die Scharen im Frühjahr sind eine Art Bestandsaufnahme der entstandenen Schäden und Planungsgrundlage für nachfolgende Instandsetzungen. (Jordan et al. 2019)

Unterhaltungsmaßnahmen werden je nach Bundesland durch eigenes Personal ausgeführt oder fremd-vergeben. Während Hamburg und Mecklenburg-Vorpommern lediglich kleinere Arbeiten selbst erledigen, können in Bremen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein nahezu alle Arbeiten durch Eigenpersonal der jeweils zuständigen Einheiten durchgeführt werden. Hierzu werden Betriebshöfe, Werkstätten sowie technisches Gerät vorgehalten. (Jordan et al. 2019)

Als wichtigstes und sicherheitsrelevantestes Element eines Deichs wird länderübergreifend die Grasnarbe angesehen, welche den Deichkörper vor äußeren Belastungen und Angriffen schützt. Deshalb kommen der Pflege und Unterhaltung der Grasnarbe eine sehr hohe Bedeutung zu. Die Pflege der Grasnarbe beinhaltet das Trimmen durch

Schafbeweidung mit Nachmahd oder eine rein maschinelle Mahd, das Entfernen von Schädlingen (ungeeignete Pflanzen und Wühltiere) sowie das Ausbessern von Fehlstellen und Vergießen von Rissen (Abbildung 21). (Jordan et al. 2019)



Abbildung 21: Vergießen von Rissen im Kaltehofe Hauptdeich, Hamburg (Jordan 2018).

Länder- und behördenübergreifend sind sich Unterhalter einig, dass ein konstanter Austausch über alle Ebenen wichtig ist, um ein konstant hohes Niveau der Deichunterhaltung zu gewährleisten. Dies beinhaltet internen Austausch sowie Austausch zwischen Behörden, Verbänden oder Ländern. So werden in HH, HB und NS zum Beispiel jährliche Treffen aller Unterhalter organisiert. In MV und HH wird versucht, durch aktive Zusammenarbeit von Planern und Unterhaltern, neue Anlagen stetig zu verbessern. Durch internationale Kooperationen und Mitarbeit in EU-Projekten erweitert beispielsweise der Hamburger LSBG seinen Horizont hinsichtlich der Betreuung von HWS-Anlagen. (Jordan et al. 2019)

Zusammenfassend hat die Bestandsanalyse ergeben, dass die Unterhaltung grüner Deiche zwar in den fünf Bundesländern ähnliche Aufgaben umfasst, die Ausführung und Organisation der Unterhaltungsarbeiten aber durchaus sehr unterschiedlich ausfällt. Insgesamt wird die Inspektionsstrategie verfolgt, wobei die Inspektionen aufgrund fehlender, einheitlicher Vorgaben je nach Bundesland, Institution und Unterhalter ganz individuell ablaufen. Bewertungen des Zustands der Deiche im Rahmen der Inspektionen werden in der Regel rein subjektiv vorgenommen, da kein einheitliches System zur Abschätzung der Qualität und zur Bewertung des Zustands vorliegt.

8.2 Entwicklung von in-situ Tests und Bewertungsschemata als Teil der Inspektion

Um persönliche Einschätzung und langjährige Erfahrung der zuständigen Unterhalter zu ergänzen, die Vergleichbarkeit zu erhöhen und eine risikobasierte Bewertung der Deiche zu ermöglichen, wurden aufbauend auf der Bestandsanalyse praktikable in-situ Tests sowie einheitliche, objektive Bewertungsschemata erarbeitet, die im Folgenden vorgestellt werden. Im Fokus stehen dabei Risse im Deich, die Qualität der Grasnarbe sowie die Erosionsstabilität der Deich-Deckschicht.

Deichrisse treten vorwiegend in geographischen Lagen mit längeren Trockenzeiten, feinkörnigen Böschungsböden und/oder einer Veränderung der Niederschlagsmuster (z. B. jahreszeitlich bedingt) auf. Sie stellen eine Gefahr für Deiche dar, weil sie das Eindringen von Wasser in den Deichkörper ermöglichen, welches wiederum zu einer Verringerung der Bodenfestigkeit führt. Außerdem bieten sie Wühltieren Schutz. Man unterscheidet bei der Entstehung zwischen Spannungs- und Trockenrissen. Spannungsrisse werden

durch Böschungsbewegungen oder Zwängungen erzeugt, während Trockenrisse durch Zusammenschrumpfen des Bodens entstehen. (CIRIA 2013)

Risse lassen sich nach Lage, Dimension, Orientierung, Wasseranwesenheit, Alter und Entwicklung kategorisieren. Anhand dieser Charakteristika wurde in Anlehnung an das International Levee Handbook (CIRIA 2013) bzw. das Condition Assessment Manual (Environment Agency 2012) das in Tabelle 7 dargestellte Bewertungsschema erarbeitet. Die Skala ist das Ergebnis mehrerer Revisionen, die sich im Rahmen studentischer Arbeiten im Feld ergaben. Die drei Klassen (A, B und C) beschreiben unterschiedlich starke Ausprägungen von Rissmerkmalen, anhand derer sich detektierte Risse zuordnen lassen und so Handlungsempfehlungen basierend auf der Klassifikation der Risse gegeben werden können. (Jordan et al. 2020)

Tabelle 7: Bewertungsskala für Risse in Deichen (in Anlehnung an Jordan et al. 2020).

Kat.	Dimension (Tiefe t, Breite b) [cm]	Quantität	Vertikalbewegung	Länge (Längsriss)	Ort (Querriss)	Wasseranwesenheit	Empfehlung
A	klein t < 10, b < 5	vereinzelt / mehrere	nein	< 100 cm	überall	nein	evtl. selbstheilend
B	mittelgroß t < 50, b < 15	vereinzelt	nein	< Deichhöhe	nicht kontinuierlich	möglich	Instandhaltung erforderlich
C	groß t > 50, b > 15	vereinzelt	ja	> Deichhöhe	gesamte Breite	ja	Instandsetzung erforderlich

Für die Standsicherheit eines Deiches ist der Bewuchs von großer Bedeutung. Nach DIN 19712 und dem DWA Merkblatt 507-1 ist die Oberfläche der Deichböschung wasser- und landseitig gegen mögliche Schädigungen zu sichern. Erosion der bindigen Deckschicht durch Wind und Wetter ist also zu verhindern. Hierfür bietet eine fest verwurzelte, dauerhafte, geschlossene und dichte Grasnarbe dem Deich den besten wirtschaftlichen und natürlichen Schutz gegen äußere Beanspruchungen, insbesondere gegenüber dem anströmenden Wasser und den Verwirbelungen.

In früheren Untersuchungen (Liebrand 1999, Husicka 2003) hat sich gezeigt, dass im Wesentlichen zwei Parameter die Qualität der Grasnarbe und somit auch den Erosionswiderstand bestimmen. Einerseits die Vegetationsdichte, welche durch die Bodenbedeckung sowie die Offenheit der Grasnarbe beschrieben wird, und andererseits die Durchwurzelung. Beide Faktoren sind abhängig von der vorhandenen Vegetation, der Pflege und weiteren Umwelteinflüssen. Die Bewertung der Bodenbedeckung erfolgt hier mittels eines Gitterrahmens nach Liebrand (1999) (Abbildung 22). Für die Ermittlung der Fehlstellengröße wird ebenfalls der Gitterrahmen herangezogen (Abbildung 22). Die Durchwurzelung wird beschrieben durch die Wurzellänge und das Wurzelgewicht. Die Erprobung von Methodik und Bewertung am EcoDike-Testdeich in Hannover sowie im Feld erfolgte im Rahmen mehrerer studentischer Arbeiten. Da weder auf dem Testdeich noch an realen Deichen im Hamburger Stadtgebiet Wurzelproben genommen werden konnten, lag der Fokus bislang auf den rein optisch zu bewertenden Parametern Bodenbedeckung und Fehlstellengröße.



Abbildung 22: Gitterrahmen (links), Ermittlung des Bedeckungsgrads mittels Gitterpunkten (Mitte), Ermittlung der mittleren Fehlstellengröße über Gitterfelder (rechts).

Bodenbedeckung, Fehlstellengröße, Wurzellänge und Wurzelgewicht werden, wie in Abbildung 23 dargestellt, zur Bewertung der Grasnarbenqualität zahlenmäßig in vier Klassen unterteilt (in Anlehnung an die Untersuchungen von Liebrand (1999) sowie eigene Feldversuche hinsichtlich der Fehlstellengröße). Die Gesamtnote für die Narbendichte berechnet sich jeweils zu 50 % aus den einzelnen Noten der Bodenbedeckung und Fehlstellengröße. Dies gilt dementsprechend auch für die Berechnung der Note für die Durchwurzelung aus Wurzellänge und -gewicht. Nach der Benotung der Narbendichte und Durchwurzelung erfolgt die Darstellung mithilfe der Bewertungsmatrix (Abbildung 23). Liegt das Ergebnis im Übergangsbereich zwischen zwei Farben, kann i. d. R. die bessere Klasse angenommen werden. Die Einteilung der Klassen innerhalb der Bewertungsmatrix dient zunächst als erste Abschätzung. Die Gewichtung der einzelnen Klassen ist ebenfalls zu überprüfen und mit Experten abzustimmen. (Jordan et al. 2020)

Qualitätsmerkmale		Sehr gut Note: 1	Gut Note: 2	Mäßig Note: 3	Schlecht Note: 4
Narbendichte	Bodenbedeckung [%]	> 75	60–75	45–60	< 45
	Fehlstellengröße [cm ²]	< 32	32–64	64–96	> 96
Durchwurzelung	Wurzellänge [m/5dm ³]	> 900	750–900	600–750	< 600
	Wurzelgewicht [g/5dm ³]	> 14	12–14	10–12	< 10

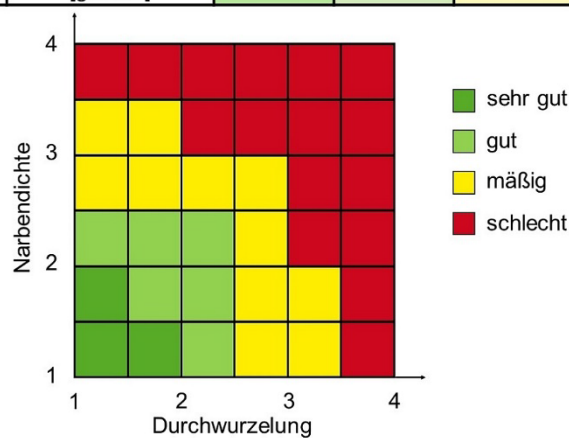


Abbildung 23: Einteilung der Qualitätsmerkmale der Grasnarbe in Bewertungsklassen (oben), Bewertungsmatrix (unten) (Jordan et al. 2020).

Zur Untersuchung der Erosionsstabilität der Deich-Deckschicht werden einfache Scherfestigkeitsuntersuchungen mit einem Taschenscherfestigkeitsmesser durchgeführt. Mittels eines neu konzipierten, zerstörungsfreien in-situ Versuchs mit dem am Institut für Wasserbau der Technischen Universität Hamburg (TUHH) entwickelten, sogenannten „Deich-elefanten“, wird lokal ein Überströmen simuliert, um daraus kritische Schubspannungen abzuleiten (Spalte 3 im Schema in Abbildung 24). Die Auswertung der ersten Versuchsergebnisse dauerte zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Beitrages noch an. Genauere Informationen zur Untersuchung der Erosionsstabilität der Deich-Deckschicht mit dem Deich-elefanten, erste Ergebnisse sowie weitere Details zu der Beurteilung der Grasnarbenqualität und der Klassifizierung von Rissen im Deich finden sich in Jordan et al. (2020).

8.3 Risikobasierter Ansatz (Rb A) zur Unterhaltung grüner Deiche und Adaption auf Ökodeiche

Ziel des Risikobasierten Ansatzes ist es, das Risiko von unerwartetem Versagen der Anlage zu reduzieren (Arunraj und Maiti 2007). Das ermittelte Risiko dient als Grundlage für die Entwicklung der Risikobasierten Strategie, um ein Versagen möglichst kosteneffizient auf das akzeptable Maß zu reduzieren. Im EcoDike-Projekt wurde die Unterhaltungsstrategie der grünen Deiche sowie der Öko-Deiche risikobasiert betrachtet, mit dem Ziel die wichtigsten Schritte und Erkenntnisse aus bisherigen Erfahrungen und Praktiken zusammenzuführen und zu verwerten. Dafür wurden die in Tabelle 8 aufgeführten Schritte definiert und angewendet.

Tabelle 8: EcoDike – Risikobasierter Ansatz (in Anlehnung an Jordan et al. 2020).

Schritt	Ziel/Beschreibung
1. Risikoanalyse	Identifikation und Analyse der kritischen Elemente/Schwachstellen
2. Risikobewertung	Risiko wird anhand definierter, messbarer Kriterien bewertet
3. Entwicklung der Risikobasierten Unterhaltungsstrategie	Definition von Unterhaltungsmaßnahmen, um das Risiko kosteneffizient und langfristig auf das akzeptable Niveau zu reduzieren
4. Integration in die Anlage-management-Strategie	Optimierung von Planung, Unterhaltung und Betrieb der Hochwasserschutz-Anlagen (hier: Deiche)

Im Rahmen des Projekts EcoDike wurde der Schwerpunkt auf die Risikoanalyse und Risikobewertung gesetzt. Im ersten Schritt (*Risikoanalyse*) wurden die kritischen Elemente oder Prozesse aus Sicht der Forschung in Abstimmung mit den Praxispartnern (Unterhalter und Betreiber der HWS-Anlagen) definiert. Die entsprechenden Methoden und in-situ Tests zur Quantifizierung des Risikos wurden, wie in Kap. 8.2 aufgeführt, entwickelt und für Standard- und/oder Öko-Deiche angewendet (Abbildung 24). Die Anwendung der Methoden und Tests an Öko-Deichen wird fortgesetzt.

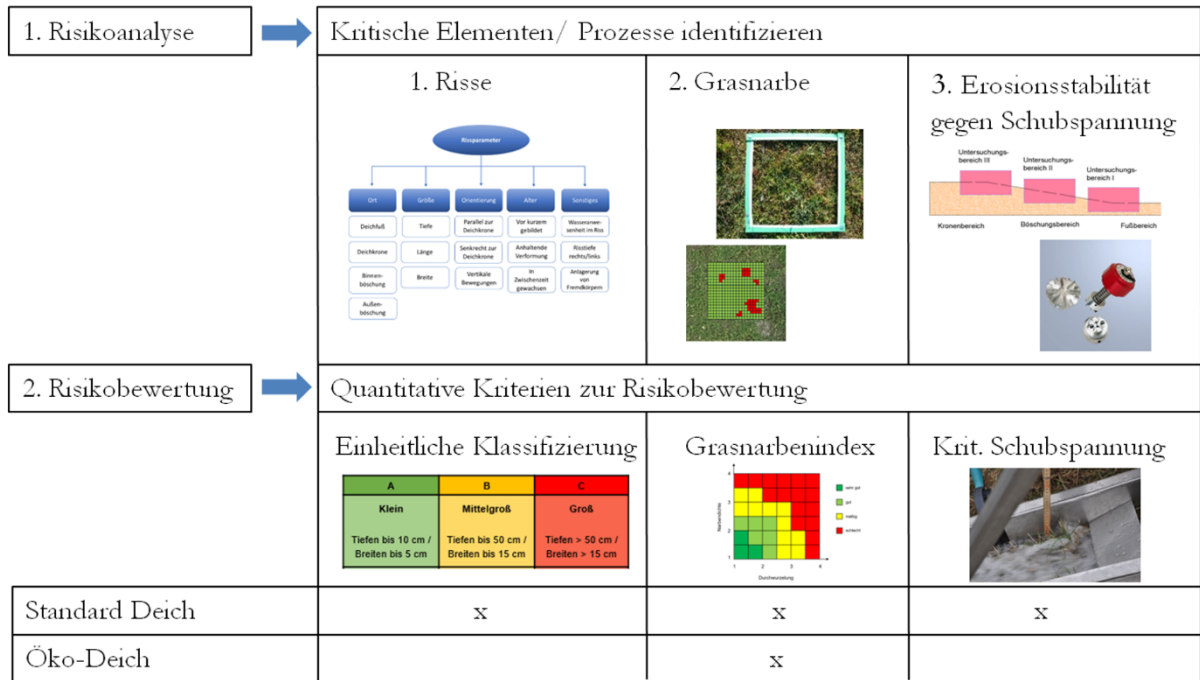


Abbildung 24: Risikobasierte Unterhaltung in EcoDike und bisher umgesetzte Schritte für Standard- und Öko-Deiche.

In einem weiteren Schritt wird eine praxisrelevante Unterhaltungsstrategie entwickelt. Die notwendigen Anpassungen der bestehenden Strategien, die in Kap. 8.1 beschrieben und ausgewertet wurden, werden aufgezeigt und mit den Praxispartnern besprochen.

9 Danksagung

Die Autoren bedanken sich für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens EcoDike (FKZ: 03F0757 A–F, Laufzeit: 10/2016–09/2019) im Rahmen des Programms „Forschung für nachhaltige Entwicklungen“ (FONA) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) durch den Projektträger Jülich (PTJ) und den Verbund Küstenerforschung Nordsee-Ostsee (KüNO) sowie für die fachliche Begleitung durch das Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen (KFKI).

Die Autoren danken Holger Freund (ICBM) und Stefan Felder, PhD (UNSW Sydney) für die fachliche Unterstützung bei den Feld- bzw. Laboruntersuchungen.

Ein spezieller Dank richtet sich zudem an Dr. Iris Möller und Dr. Ben Evans sowie das gesamte Projektteam des Projekts Foreshore Assessment using Space Technology (FAST) für die großzügige Bereitstellung unveröffentlichter Daten und die wertvolle Kommunikation.

10 Literaturverzeichnis

Anderson, M. E.; Smith, J. M.: Wave Attenuation by Flexible, Idealized Salt Marsh Vegetation. Coastal Engineering, Jg. 83, 82–92, <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.10.004>, 2014.

Anderson, M. E.; Smith, J. M.; McKay, S. K.: Wave Dissipation by Vegetation. ERDC/CHL CHETN-I-82. US Army Corps of Engineers (USACE), 2011.

Arns, A.; Wahl, T.; Dangendorf, S.; Jensen, J.: The Impact of Sea Level Rise on Storm Surge Water Levels in the Northern Part of the German Bight. In: *Coastal Engineering*, 96, 118–131, <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2014.12.002>, 2015.

Arunraj, N. S.; Maiti, J.: Risk-Based Maintenance – Techniques and Applications. In: *Journal of Hazardous Materials*, 142, 3, 653–661, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.069>, 2007.

Augustin, L. N.; Irish, J. L.; Lynett, P.: Laboratory and Numerical Studies of Wave Damping by Emergent and Near-Emergent Wetland Vegetation. In: *Coastal Engineering*, 56, 3, 332–340, <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2008.09.004>, 2009.

Blanchette, C. A.: Size and Survival of Intertidal Plants in Response to Wave Action: A Case Study with *Fucus Gardneri*. In: *Ecology*, 78, 5, 1563–1578, <https://doi.org/10.2307/2266149>, 1997.

Bouma, T. J.; De Vries, M. B.; Low, E.; Peralta, G.; Tónczos, I. C.; van de Koppel, J.; Herman, P. M.: Trade-Offs Related to Ecosystem Engineering: A Case Study on Stiffness of Emerging Macrophytes. In: *Ecology*, 86, 8, 2187–2199, <https://doi.org/10.1890/04-1588>, 2005.

Brack, W.; Aissa, S. A.; Backhaus, T.; Dulio, V.; Escher, B. I.; Faust, M.; Hilscherova, K.; Hollender, J.; Hollert, H.; Müller, C.; Munthe, J.; Posthuma, L.; Seiler, T.-B.; Slobodnik, J.; Teodorovic, I.; Tindall, A. J.; de Aragão Umbuzeiro, G.; Zhang, X.; Altenburger, R.: Effect-Based Methods are Key. The European Collaborative Project SOLUTIONS Recommends Integrating Effect-Based Methods for Diagnosis and Monitoring of Water Quality. In: *Environmental Sciences Europe*, 31, 10, <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0192-2>, 2019.

Briemle, G.; Ellenberg H.: Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. *Natur und Landschaft*, 1994.

Briemle, G.: *Farbatlas Kräuter und Gräser in Feld und Wald*. Ulmer, Stuttgart, 1996.

Bundesamt für Naturschutz: *FloraWeb: Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands*. Stand 24.02.2017: <http://www.floraweb.de>

Cai, H.; Toffolon, M.; Savenije, H. H. G.; Chua, V. P.: A Two-Dimensional Analytical Model for Tidal Wave Propagation in Convergent Estuaries. In: *EGU General Assembly Conference Abstracts*, 17, 9730, 2015.

Castle, M. E.: A Simple Disc Instrument for Estimating Herbage Yield. In: *Grass and Forage Science*, 31, 1, 37–40, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1976.tb01113.x>, 1976.

CIRIA: *The International Levee Handbook*. London, UK: Construction Industry Research and Information Association (CIRIA) (CIRIA, C731), 2013.

Coops, H.; Geilen, N.; Verheij, H. J.; Boeters, R.; van der Velde, G.: Interactions between Waves, Bank Erosion and Emergent Vegetation: An Experimental Study in a Wave Tank. In: *Aquatic Botany*, 53, 3–4, 187–198, [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(96\)01027-3](https://doi.org/10.1016/0304-3770(96)01027-3), 1996.

Crawford, S. E.; Hartung, T.; Hollert, H.; Mathes, B.; van Ravenzwaay, B.; Steger-Hartmann, T.; Studer, C.; Krug, H. F.: *Green Toxicology: A Strategy for Sustainable*

Chemical and Material Development. In: *Environmental Sciences Europe*, 29, 16, <https://doi.org/10.1186/s12302-017-0115-z>, 2017.

De Winter, R. C.; Sterl, A.; Ruessink, B. G.: Wind Extremes in the North Sea Basin under Climate Change: An Ensemble Study of 12 CMIP5 GCMs. In: *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 118, 4, 1601–1612, <https://doi.org/10.1002/jgrd.50147>, 2013.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA): Merkblatt DWA-M 507-1, Deiche an Fließgewässern Teil 1: Planung, Bau und Betrieb. DWA, 2011.

Deutsches Institut für Normung e.V.: DIN 19712, Hochwasserschutzanlagen an Fließgewässern. Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2013.

Deutsches Institut für Normung e.V.: DIN 31051, Grundlagen der Instandhaltung. Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2012.

Deutsches Institut für Normung e.V.: DIN CEN/TS 16637-2, Bauprodukte – Bewertung der Freisetzung von gefährlichen Stoffen – Teil 2: Horizontale dynamische Oberflächenauslaugprüfung; Deutsche Fassung CEN/TS 16637-2:2014. Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2014.

Deutsches Institut für Normung e.V.: DIN EN ISO 15088:2009-06, Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der akuten Toxizität von Abwasser auf Zebrafisch-Eier (*Danio rerio*). Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2009.

Deutschmann, B.; Hollert, H.: Geotextilien in Seedeichen – Ökotoxikologische Aspekte. In: Schüttrumpf, H.; Scheres, B. (Hg.): *Ökologische Aufwertung von Seedeichsystemen – Erste Empfehlungen für die Praxis mit aktuellen Erkenntnissen aus der Wissenschaft*. Wiesbaden, Germany: Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-31507-8_6, 2020.

Dierschke, H.; Briemle, G.: *Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. Ulmer, Stuttgart, 2002.

EAK: Empfehlungen für Küstenschutzwerke. Korrigierte Ausgabe 2007. *Die Küste*, 65, 2002.

Ellenberg, H.: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Goltze, Göttingen, 1992.

Environment Agency: *Managing Flood Risk – Condition Assessment Manual*. Environment Agency, UK, 2012.

EurOtop: *Manual on Wave Overtopping of Sea Defences and Related Structures. An Overtopping Manual Largely Based on European Research, but for Worldwide Application*. Van der Meer, J. W.; Allsop, N. W. H.; Bruce, T.; de Rouck, J.; Kortenhaus, A.; Pullen, T.; Schüttrumpf, H.; Troch, P.; Zanuttigh, B. Second Edition. www.overtopping-manual.com, 2018.

Felder, S.; Hohermuth, B.; Boes, R. M.: High-Velocity Air-Water Flows Downstream of Sluice Gates Including Selection of Optimum Phase-Detection Probe. In: *International Journal of Multiphase Flow*, 116, 203–220, <https://doi.org/10.1016/j.ijmultiphaseflow.2019.04.015>, 2019.

Fonseca, M.; Cahalan, J.: A Preliminary Evaluation of Wave Attenuation by Four Species of Seagrass. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35, 6, [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(05\)80039-3](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(05)80039-3), 1992.

Gartiser, S.; Heisterkamp, I.; Schoknecht, U.; Burkhardt, M.; Ratte, M.: Empfehlungen für eine Testbatterie zur ökotoxikologischen Bewertung der Umweltverträglichkeit von Bauprodukten. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2016.

Gehlker, H.: Eine Hilfstafel zur Schätzung von Deckungsgrad und Artmächtigkeit. *Mitteilungen der Floristisch Soziologischen Arbeitsgemeinschaft*, 19, 20, 427–429, 1977.

Glimm; Rahtge; Behrendt; Giegerich; von Lieberman; Tworuschka; Woltering: Integrierte Konzepte, Modelle und Techniken für bestehende und neue Bauwerke. *Unsere Gewässer – Forschungsbedarf aus Sicht der Praxis. Eine Dokumentation von HTG und DGGT*, 128–133, Hafentechnische Gesellschaft e.V. und Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V., 2009.

Grime, J. P.: *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, Chichester, 1979.

Haeupler, H.; Muer, T.: *Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart, 2007.

Husicka, A.: *Vegetation, Ökologie und Erosionsfestigkeit von Grasnarben auf Flussdeichen am Beispiel der Rheindeiche in Nordrhein-Westfalen*. Dissertation. Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Münster, 2003.

Husrin, S.: *Attenuation of Solitary Waves and Wave Trains by Coastal Forests*. Dissertation. Technische Universität Braunschweig; Universität Florenz, Braunschweig, Deutschland, Florenz, Italien, 2013.

Jordan, P.; Manojlovic, N.; Fröhle, P.: Unterhaltung grüner Seedeiche im deutschen Küstenraum – Eine Analyse der existierenden Unterhaltungsstrategien. Tagungsband HTG Kongress Lübeck, 11. bis 13. September 2019, 73–83, Hafentechnische Gesellschaft e.V., 2019.

Jordan, P.; Manojlovic, N.; Fröhle, P.: Unterhaltung ökologisch aufgewerteter Seedeiche. In: H. Schüttrumpf und B. Scheres (Hg.): *Ökologische Aufwertung von Seedeichsystemen – Erste Empfehlungen für die Praxis mit aktuellen Erkenntnissen aus der Wissenschaft*. Wiesbaden, Germany: Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-31507-8_7, 2020.

Kassambara A.; Mundt, F.: *factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses*, <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>, 2017.

Keimer, K.; Schürenkamp, D.; Miescke, F.; Kosmalla, V.; Lojek, O.; Goseberg, N.: Ecohydraulics of Surrogate Salt Marshes for Coastal Protection: Wave-Vegetation-Interaction and Related Hydrodynamics on Vegetated Foreshores at Sea Dikes. In: *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WW.1943-5460.0000667](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WW.1943-5460.0000667), 2021.

Klotz, S.; Kühn, I.; Durka, W.: *BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38.

Bonn: Bundesamt für Naturschutz, 2002. Stand 24.02.2017: <http://www2.ufz.de/bi-olflor/index.jsp>

Kobayashi, N.; Weitzner, H.: Erosion of a Seaward Dike Slope by Wave Action. In: *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 141, 2, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WW.1943-5460.0000271](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WW.1943-5460.0000271), 2015.

Kortenhaus, A.; Oumeraci, H.; Weissmann, R.; Richwien, W.: Failure Mode and Fault Tree Analysis for Sea and Estuary Dikes. In: *Proceedings of the International Conference on Coastal Engineering*, 2386–2398, https://doi.org/10.1142/9789812791306_0200, 2002.

Kutschera, L.: *Wurzelatlas – Reihe*. DLG Verlag, Frankfurt am Main, 1960–2009.

Lê, S.; Josse, J.; Husson, F.: FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. In: *Journal of Statistical Software*, 25, 1, 1–18, <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>, 2008.

Liebrand, C.: *Restoration of Species-Rich Grasslands on Reconstructed River Dikes*. Dissertation. Wageningen Agricultural University, Wageningen, Niederlande, 1999.

Liu, J.; Kutschke, S.; Keimer, K.; Kosmalla, V.; Schürenkamp, D.; Goseberg, N.; Böl, M.: Experimental Characterisation and Three-dimensional Modelling of Elymus for the Assessment of Ecosystem Services. In: *Ecological Engineering* 166, 106233. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106233>, 2021.

McIvor, A. L.; Möller, I.; Spencer, T.; Spalding, M.: *Reduction of Wind and Swell Waves by Mangroves (Natural Coastal Protection Series: Report 1)*, 2012. Stand 11.10.2019: <http://resolver.tudelft.nl/uuid:c77ceec8-8db6-4080-b5bb-f414dca9d39d>

Melet, A.; Meyssignac, B.; Almar, R.; Le Cozannet, G.: Under-Estimated Wave Contribution to Coastal Sea-Level Rise. In: *Nature Climate Change*, 8, 3, 234–239, <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0088-y>, 2018.

Michalzik, J.; Liebisch, S.; Paul, M.; Schlurmann, T.: *Poster: EcoDike Monitoring – Entwicklung innovativer Monitoringverfahren und -empfehlungen für “grüne” Seedeiche*. Ludwig-Franzius-Institute, Hannover, 2018.

Möller, I.; Kudella, M.; Rupprecht, F.; Spencer, T.; Paul, M.; Van Wesenbeeck, B.; Wolters, G.; Jensen, K.; Bouma, T. J.; Miranda-Lange, M.; Schimmels, S.: Wave Attenuation over Coastal Salt Marshes under Storm Surge Conditions. In: *Nature Geoscience*, 7, 727–731, <https://doi.org/10.1038/ngeo2251>, 2014.

Möller, I.; Mantilla-Contreras, J.; Spencer, T.; Hayes, A.: Micro-Tidal Coastal Reed Beds: Hydro-Morphological Insights and Observations on Wave Transformation from the Southern Baltic Sea. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92, 3, 424–436, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.01.016>, 2011.

Müller, H.: *Alpenblumen, ihre Befruchtung durch Insekten und ihre Anpassung an dieselben*. Leipzig, 1881.

Paul, M.; Amos, C. L.: Spatial and Seasonal Variation in Wave Attenuation over *Zostera Noltii*. In: *Journal of Geophysical Research*, 116, C8, 138, <https://doi.org/10.1029/2010JC006797>, 2011.

Paul, M.; de los Santos, C.: Variation in Flexural, Morphological, and Biochemical Leaf Properties of Eelgrass (*Zostera Marina*) along the European Atlantic Climate Regions. In: *Marine Biology*, 166, 10, 2187, <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3577-2>, 2019.

Paul, M.; Bouma, T. J.; Amos, C. L.: Wave Attenuation by Submerged Vegetation. Combining the Effect of Organism Traits and Tidal Current. In: *Marine Ecology Progress Series*, 444, 31–41, <https://doi.org/10.3354/meps09489>, 2012.

Pfisterer, A. B.; Joshi, J.; Schmid, B.; Fischer, M.: Rapid Decay of Diversity-Productivity Relationships after Invasion of Experimental Plant Communities. In: *Basic and Applied Ecology*, 5, 1, 5–14, <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00215>, 2004.

Piontkowitz, T.: EroGRASS. Failure of Grass Cover Layers at Seaward and Shoreward Dike Slopes. Performance, Results and Conclusions. Lemvig, Denmark, 2012. Stand 11.10.2019: <http://www.masterpiece.dk/UploadetFiles/10852/36/EroGrassreportB.pdf>

R Core Development Team: R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, 2016.

Raunkiaer, C.: Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. Calderon Press, Oxford, 1934.

Raunkiaer, C.: Plant Life Forms. Clarendon, Oxford, 1937.

Reed, D.; van Wesenbeeck, B. K.; Herman, P. M. J.; Meselhe, E.: Tidal Flat-Wetland Systems as Flood Defenses: Understanding Biogeomorphic Controls. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 213, 269–282, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.017>, 2018.

Richwien, W.: Soil and Water – Interactions and their Description. In: *BAW Mitteilungen*, 101, 25–46, 2017.

Rupprecht, F.; Möller, I.; Evans, B.; Spencer, T.; Jensen, K.: Biophysical Properties of Salt Marsh Canopies – Quantifying Plant Stem Flexibility and Above Ground Biomass. In: *Coastal Engineering*, 100, 48–57, <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2015.03.009>, 2015.

Scheres, B.; Arns, A.; Bigswa, B.; Deutschmann, B.; Fröhle, P.; Goseberg, N.; Graunke, A.; Hoffmann, T. K.; Hollert, H.; Jensen, J.; Jordan, P.; Keimer, K.; Kosmalla, V.; Manojlovik, N.; Michalzik, J.; Molzberger, S.; Paul, M.; Schlurmann, T.; Schürenkamp, D.; Soltau, F.; Ulm, M.; Wrage Mönnig, N.; Schüttrumpf, H.: Ökosystemare Aspekte an Seedeichsystemen. In: Schüttrumpf, H.; Scheres, B. (Hg.): *Ökologische Aufwertung von Seedeichsystemen – Erste Empfehlungen für die Praxis mit aktuellen Erkenntnissen aus der Wissenschaft*. Wiesbaden, Germany: Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-31507-8_2, 2020.

Scheres, B.; Schüttrumpf, H.: Investigating the Erosion Resistance of Different Vegetated Surfaces for Ecological Enhancement of Sea Dikes. In: *Journal of Marine Science and Engineering*, 8, 7, 519, <https://doi.org/10.3390/jmse8070519>, 2020.

Schulze, D.; Rupprecht, F.; Nolte, S.; Jensen, K.: Seasonal and Spatial Within-Marsh Differences of Biophysical Plant Properties: Implications for Wave Attenuation Capacity of Salt Marshes. In: *Aquatic Sciences*, 81, 4, 65, <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0660-1>, 2019.

Shepard, C. C.; Crain, C. M.; Beck, M. W.: The Protective Role of Coastal Marshes: A Systematic Review and Meta-Analysis. In: PloS one, 6, 11, e27374. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027374>, 2011.

Silinski, A.; Schoutens, K.; Puijalon, S.; Schoelynck, J.; Luyckx, D.; Troch, P.; Meire, P.; Temmerman, S.: Coping with Waves: Plasticity in Tidal Marsh Plants as Self-Adapting Coastal Ecosystem Engineers. In: Limnology and Oceanography, 63, 2, 799–815, <https://doi.org/10.1002/lno.10671>, 2018.

Soltau, F.; Arns, A.; Jensen, J.: Simulation der Wellendämpfung durch Vegetation auf dem Deichvorland mittels Smoothed Particle Hydrodynamics (SPH). Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt, 144–149, 2018.

Soltau, F.; Arns, A.; Ulm, M.; Jensen, J.: Classifying Wave Attenuation by Vegetation using a Decision Tree Model. Coastal Structures Conference 2019, 30.09.–02.10.2019, Hannover, 2019.

Soltau, F.; Keimer, K.; Kosmalla, V.; Schürenkamp, D.; Ulm, M.; Arns, A.; Goseberg, N.; Jensen, J.: Die Küstenschutzfunktion von Deichvorlandökosystemen. In: Schüttrumpf, H.; Scheres, B. (Hg.): Ökologische Aufwertung von Seedeichsystemen – Erste Empfehlungen für die Praxis mit aktuellen Erkenntnissen aus der Wissenschaft. Wiesbaden, Germany: Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-31507-8_3, 2020.

Spencer, T.; Möller, I.; Rupprecht, F.; Bouma, T. J.; van Wesenbeeck, B. K.; Kudella, M., Paul, M.; Jensen, K.; Wolters, G.; Miranda-Lange, M.; Schimmels, S.: Salt Marsh Surface Survives True-to-Scale Simulated Storm Surges. In: Earth Surface Processes and Landforms, 41, 4, 543–552, <https://doi.org/10.1002/esp.3867>, 2016.

Sprangers, J. T. C. M.: Vegetation Dynamics and Erosion Resistance of Sea Dyke Grassland. Dissertation. Wageningen Agricultural University, Wageningen, Niederlande, 1999.

Stanczak, G.; Oumeraci, H.: Modeling Sea Dike Breaching Induced by Breaking Wave Impact – Laboratory Experiments and Computational Model. In: Coastal Engineering, 59, 1, 28–37, <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2011.07.001>, 2012.

Stanczak, G.: Breaching of Sea Dikes Initiated from the Seaside by Breaking Wave Impacts. Dissertation. Universität Braunschweig; Universität Florenz, Braunschweig, Deutschland, Florenz, Italien, 2008.

Stanczak, G.; Oumeraci, H.; Kortenhaus, A.: Laboratory Tests on the Erosion of Clay Revetment of Sea Dike With and Without a Grass Cover Induced by Breaking Wave Impact. FLOODsite. Braunschweig, 2007.

Sundermeier, A.; Schröder, U.; Wolters, B.: Zum Einfluss des Wellenschlags auf Röhricht an der Unteren Havel-Wasserstraße. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Veranstaltungen 2/2007, 65–70. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde, 2007.

TAW: Erosion Resistance of Grassland as Dike Covering. Technical Report. Hg. v. Technical Advisory Committee for Flood Defence in The Netherlands (TAW). Delft, Niederlande, 1997.

TAW: Grass Cover as a Dike Revetment. Hg. v. Technical Advisory Committee for Flood Defence in The Netherlands (TAW), 1999.

Tempest, J. A.; Möller, I.; Spencer, T.: A Review of Plant-Flow Interactions on Salt Marshes: The Importance of Vegetation Structure and Plant Mechanical Characteristics. In: WIREs Water, 2, 6, 669–681, <https://doi.org/10.1002/wat2.1103>, 2015.

Trung, L. H.: Overtopping on Grass Covered Dikes. Resistance and Failure of the Inner Slopes. Dissertation. Technische Universiteit Delft, Delft, Niederlande, 2014.

van der Meer, J.; Hardeman, B.; Steendam, G. J.; Schüttrumpf, H.; Verheij, H.: Flow Depths and Velocities At Crest and Landward Slope of a Dike, in Theory and With the Wave Overtopping Simulator. In: Coastal Engineering Proceedings, 32, <https://doi.org/10.9753/icce.v32.structures.10>, 2010a.

van der Meer, J.; Schrijver, R.; Hardeman, B.; van Hoven, A.; Verheij, H.; Steendam, G. J.: Guidance on Erosion Resistance of Inner Slopes of Dikes from Three Years of Testing with the Wave Overtopping Simulator. In: William Allsop (Hg.): Coasts, Marine Structures and Breakwaters: Adapting to Change, Bd. 2. London, UK: Thomas Telford Ltd., 460–473, 2010b.

Vannoppen, W.; Vanmaercke, M.; de Baets, S.; Poesen, J.: A Review of the Mechanical Effects of Plant Roots on Concentrated Flow Erosion Rates. In: Earth-Science Reviews, 150, 666–678, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.08.011>, 2015.

Vousdoukas, M. I.; Mentaschi, L.; Voukouvalas, E.; Verlaan, M.; Jevrejeva, S.; Jackson, L. P.; Feyen, L.: Global Probabilistic Projections of Extreme Sea Levels show Intensification of Coastal Flood Hazard. In: Nature Communications, 9, <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04692-w>, 2018.

Vuik, V.; Heo, H. Y. S.; Zhu, Z.; Borsje, B. W.; Jonkman, S. N.: Stem Breakage of Salt Marsh Vegetation under Wave Forcing: A Field and Model Study. In: Estuarine, Coastal and Shelf Science, 200, 41–58, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.028>, 2018.

Wrage-Mönnig, N.; Bisgwa, C.; Graunke, A.: Die Deichbegrünung unter ökologischen Gesichtspunkten. In: Schüttrumpf, H.; Scheres, B. (Hg.): Ökologische Aufwertung von See- deichsystemen – Erste Empfehlungen für die Praxis mit aktuellen Erkenntnissen aus der Wissenschaft. Wiesbaden, Germany: Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-31507-8_4, 2020.

Zhu, Z.; Yang, Z.; Bouma, T. J.: Biomechanical Properties of Marsh Vegetation in Space and Time: Effects of Salinity, Inundation and Seasonality. Annals of Botany, <https://doi.org/10.1093/aob/mcz063>, 2019.