

Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands

Heft 13

Salzwiesen und verwandte Gesellschaften (A)



Göttingen 2022

Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands

Übersicht der zu bearbeitenden und bereits publizierten Syntaxa

A Salzmarschen und verwandte Gesellschaften (Heft 13)

1. Zosteretea marinae
2. Ruppieteae
3. Thero-Salicornieteae
4. Spartinetea maritimae
5. Juncetea maritimi

B Sand- und Felsküsten-Gesellschaften

1. Cakiletea maritimae
2. Saginetea maritimae
3. Honckenyo-Elymeteae
4. Ammophiletea arenariae
5. Crithmo-Staticeteae

C Süßwasser- und Sumpfgesellschaften

1. Lemnetea minoris
2. Utricularieteae intermedio-minoris
3. Potamogetoneteae
4. Isoëto-Littorelleteae
5. Phragmito-Magnocariceteae
6. Montio-Cardamineteae (Heft 12)

D Therophytenreiche und ausdauernde (Dauer-)Pioniergesellschaften

1. Isoëto-Nanojunceteae (Heft 7)
2. Bidentetea tripartitae
3. Stellarietea mediae
4. Sisymbrieteae
5. Polygono-Poëtea annuae
6. Thlaspietea rotundifolii
7. Asplenietea trichomanis

E Ausdauernde Grasland- und Hochstaudengesellschaften vorwiegend mittlerer Standorte

1. Molinio-Arrhenathereteae
 - 1.1. Arrhenatheretalia (Heft 3)
 - 1.2. Molinietaalia und Klassenübersicht (Heft 9)
 - 1.3. Polygono-Potentilletalia (Heft 11)
2. Mulgedio-Aconiteteae
3. Galio-Urticeteae
4. Artemisieteae vulgaris / Epilobietea angustifolii

F Xerothermrasen und entsprechende Saumgesellschaften

1. Koelerio-Corynephoreteae
2. Festuco-Brometeae / Violetea calaminariae
3. Elyno-Seslerieteae / Carici rupestris-Kobresieteae bellardii
4. Trifolio-Geranieteae sanguinei / Melampyro-Holceteae mollis

G Moore, bodensaure Magerrasen und Zwergstrauchheiden

1. Scheuchzerio-Cariceteae fuscae
2. Oxycocco-Sphagneteteae
3. Calluno-Uliceteae
 - 3.1. Nardetalia (Heft 8)
 - 3.2. Vaccinio-Genistetalia

4. Cariceteae curvulae

5. Saliceteae herbaceae

H Gehölz-Gesellschaften

1. Franguletea (Heft 4)
- 2A. Rhamno-Pruneteae (Heft 5)
- 2B. Saliceteae arenariae (Heft 6)
3. Saliceteae purpureae
4. Alneteteae glutinosae
5. Quercu-Fageteae
 - 5.1. Quercion roboris (Heft 2)
6. Erico-Pineteteae (Heft 1)
7. Vaccinio-Piceeteae
 - 7.1 Dicrano-Pinion (Heft 10)
8. Vaccinio uliginosi-Pineteteae sylvestris
9. Betulo carpaticeae-Alneteteae viridis

Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands

Heft 13

Salzwiesen und verwandte Gesellschaften (A)

bearbeitet von

Carsten Hobohm, Klaus Dierssen & Werner Härdtle

Für die Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft
und die Reinhold-Tüxen-Gesellschaft

herausgegeben von

Werner Härdtle

Göttingen 2022

Die in lockerer Folge erscheinenden Einzelhefte umfassen ganze Vegetationsklassen oder größere Teile. Die inhaltliche Verantwortung liegt bei den jeweiligen Bearbeitern.

Die Heftreihe kann im Abonnement bezogen werden. Der Preis richtet sich nach dem Umfang der Hefte (+ Versandkosten) und wird jeweils vorher per Rechnung mitgeteilt. Der Versand der Hefte erfolgt nach Eingang des Rechnungsbetrages.

Für Mitglieder der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft ist der Bezug der Synopsis im Jahresbeitrag enthalten. Mitglieder der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft erhalten die Hefte zu ermäßigtem Preis.

Einzelhefte sind nur in begrenzter Zahl zu höherem Preis verfügbar.

Selbstverlag der
Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e.V.
Untere Karspüle 2, D-37073 Göttingen

Gesamtherstellung: Goltze Druck GmbH & Co. KG, Göttingen
ISSN 1433-8440

Inhaltsverzeichnis

Abstract	5
I. Einleitung	8
II. Physisch-geographische Faktoren und kurzer Abriss der Veränderungen an den Küsten der Nord- und Ostsee	9
1. Begriffe, landschaftsökologische Aspekte und physisch-geographische Fak- toren	9
2. Veränderungen an den Küsten der Nord- und Ostsee	11
III. Material und Methoden	16
1. Inhalte und Bearbeitungsgebiet	16
2. Methoden	16
IV. Gliederung und Kurzdarstellung der Syntaxa	20
1. <i>Zosteretea marinae</i> Pignatti 1953	20
1.1 <i>Zosteretalia marinae</i> Béguinot 1941 ex Pignatti 1953	20
1.1.1 <i>Zosterion marinae</i> Christiansen 1934 ex Pignatti 1953	20
1.1.1.1 <i>Zosteretum marinae</i> Harmsen 1936	25
1.1.1.2 <i>Zosteretum stenophyllae</i> Harmsen 1936	26
1.1.1.3 <i>Zosteretum nanae</i> Harmsen 1936	27
2. <i>Potamogetonetea</i> Klika in Klika & Novák 1941	28
2.1 <i>Ruppiaetalia</i> J. Tx. ex Den Hartog & Segal 1964 nom. cons. sensu Berg et al. 2004	28
3. <i>Thero-Salicornietea dolichostachyae</i> Tx. in Tx. & Oberd. 1958	32
3.1 <i>Thero-Salicornietalia</i> Pign. 1953	32
3.1.1 <i>Salicornion strictae</i> (Br.-Bl. 1933) Tx. & Oberd. 1958	35
3.1.1.1 <i>Salicornietum strictae</i> (Knauer 1952) Christiansen 1955	35
3.1.2 <i>Salicornion ramosissimae</i> Tx. ex Matuszkiewicz 1981	37
3.1.2.1 <i>Salicornietum ramosissimae</i> Christiansen 1955	37
3.1.2.2 <i>Suaedo-Bassietum hirsutae</i> Br.-Bl. 1928	39
3.1.2.3 Dominanzbestände von <i>Suaeda *flexilis</i>	40
3.1.3 <i>Thero-Suaedion</i> Br.-Bl. 1931	41
3.1.3.1 <i>Suaedetum prostratae</i> Gehú 1975	41
3.1.3.2 <i>Salicornietum decumbentis</i> (König 1960) Schwabe et Tx. 1974	42
4. <i>Spartinetea</i> Tx. 1961	45
4.1 <i>Spartinetalia</i> Conard 1935	45
4.1.1 <i>Spartinion</i> Conard 1952	45
4.1.1.1 <i>Spartinetum townsendii</i> Corrillion 1953	45

5. <i>Juncetea maritimi</i> Tx. & Oberdorfer 1958	48
5.1 <i>Juncetalia maritimi</i> Br.-Bl. 1931 ex Tx. et Oberd. 1958	48
5.1.1 <i>Puccinellion maritimae</i> Christiansen 1927 em. Tx. 37	55
5.1.1.1 <i>Puccinellietum maritimae</i> Christiansen 1927	56
5.1.1.2 <i>Halimionetum portulacoidis</i> Kuhn.-Lord. 1927	59
5.1.1.3 <i>Plantagini-Limonietum</i> Westhoff et Seg. 1961	60
5.1.2 <i>Puccinellio-Spergularion salinae</i> Beeftink 1965	62
5.1.2.1 <i>Spergulario-Puccinellietum distantis</i> Feekes (1934) 1943	62
5.1.2.2 <i>Puccinellietum capillaris</i> (Almquist 1929) Beeft. 1965	64
5.1.3 <i>Armerion maritimae</i> Br.-Bl. et De L. 1936	65
5.1.3.1 <i>Juncetum gerardii</i> Christiansen 1927	67
5.1.3.2 <i>Artemisietum maritimae</i> Br.-Bl. et De L. 1936	69
5.1.3.3 <i>Astero tripolii-Agropyretum repentis</i> von Glahn 1986	71
5.1.3.4 <i>Agropyretum litoralis</i> Beeftink 1965	72
5.1.3.5 <i>Blysmetum rufi</i> (Du Rietz & Du Rietz 1925) Gillner 1960	74
5.1.3.6 <i>Oenantho-Juncetum maritimi</i> Tx. 1937	75
5.1.3.7 <i>Junco ancipis-Caricetum extensae</i> Br.-Bl. & de Leeuw 1936	77
5.1.3.8 <i>Ononido-Caricetum distantis</i> Tx 1955	79
5.1.4 <i>Saginion maritimae</i> Westhoff et al. 1962	81
5.1.4.1 <i>Sagino maritimae-Cochlearietum danicae</i> Tx. 1957	81
5.1.4.2 <i>Centaurio litoralis-Saginetum nodosae</i> Diemont et al. 1940	83
V. Zusammenfassung und Fazit	84
Danksagung	87
Literatur	87

Adressen der Autoren

Prof. Dr. em. Carsten Hobohm
 Univ. Flensburg (EUF)
 Ökologie und Umweltbildung
 Auf dem Campus 1
 24943 Flensburg
 hobohm@uni-flensburg.de

Prof. Dr. Klaus Dierssen (†)
 Sanderweg 19
 24214 Lindau

Prof. Dr. Werner Härdtle
 Leuphana Universität Lüneburg
 Institut für Ökologie
 Universitätsallee 1
 21335 Lüneburg

Im Gedenken an unseren Lehrer und Kollegen Prof. Dr. Klaus Dierssen, der am 5. September 2022 verstarb.

Abstract

Coastal landscapes are hotspots of climate and land use change. Coasts and islands are an important place for trading economics, e.g. in terms of shipping traffic, construction projects, industry, fishery and agriculture. Non-tangible aspects include recreational activities, aesthetic, social and cultural values which in turn are the basis of a powerful tourism economy. Coastal regions harbour unique ecosystems such as sea cliffs, dunes, beaches, saltmarshes and seagrass beds which are of economic interest as well. According to international regulations these ecosystems are protected across Europe.

Saltmarsh communities and seagrass meadows consist of a highly specialized and unique biodiversity. Most of them are very productive, and millions of migrating birds are feeding every year at Wadden Sea and Baltic coasts. The ecosystems contribute to livelihoods through associated services. They form a natural barrier against the sea, and filter nutrients and suspended matter. Recently, coastal ecosystems are recognised as valuable carbon sinks.

Sea level rise, increasing storm disasters and human activities such as diking diminish natural coastal ecosystems. However, coastal management, nature conservation and natural processes, e.g. sand drift and sedimentation, can lower the effects, or even result in growth of coastal landscapes.

Is sea level rise a serious threat to coastal landscapes, habitats or plant communities? How important or dangerous are wind and water dynamics for the survival of seagrass beds, brackish vegetation and saltmarshes at the North Sea and Baltic Sea coasts? How dangerous are disaster floods under conditions of artificially limited dynamics for coastal plant communities? Should grazing or mowing be allowed even in National Parks? These are central questions in the field of coastal protection, economic development and nature conservation, and the answer often is ambiguous.

However, different methods such as comparisons of satellite images, aerial photographs, expert knowledge and selected zonation and succession models can be combined to draw the picture of a synthesis of current tendencies at the landscape level at German coasts. Here, we present a systematik to rank the importance of different kinds of threats with respect to the occurrence of seagrass and saltmarsh communities.

It can be shown that marine subtidal and coastal communities such as seagrass beds and saltmarshes are impacted by land use and land use change including eutrophication, pollution, agriculture and construction activities rather than by climate change, rising sea level or severe weather events. This is related to the fact that coastal habitats in general are adapted to dynamics such as streams, tides, storm, erosion and sedimentation.

Observation is a precondition of classification, and classification is the basis of scientific monitoring programmes. Vegetation classification supports the understanding of patterns and processes in the nature, of effects due to climate and land use change and nature conservation management.

This synopsis is about vegetation units representing saline and brackish conditions which are distributed at German North Sea and Baltic coasts. We give an overview about geographical distribution, ecology, phytosociological systematic, syntaxonomy, recent threats and needs of nature conservation due to anthropogenic influence on communities of the *Zostereta*, *Potamogetonetea* (*Ruppiaetalia*), *Spartinetea*, *Thero-Salicornietea* and *Juncetea maritimi* in detail, review already published syntheses and summarize information about related vegetation units.

This is the first attempt to compare salt marshes and seagrass beds with respect to the occurrence at the North Sea vs. Baltic Sea coast and to the lander Lower Saxony, Hamburg, Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern. In some cases we also focus on differences between island and mainland saltmarshes on more or less sandy vs. muddy soils.

In general, saltmarsh communities are relatively species-poor and dominance is an important indicator of the classification and identification in the field. It is possible to find very similar or even the same species composition under dominance of different species and ecological conditions. Therefore, species composition and aspects of dominance are likewise taken into consideration.

During the last century, seagrass beds (*Zostereta*) and inundated vegetation of brackish waters (*Ruppiaetalia*) lost large parts of their former range due to anthropogenic changes of physicochemical conditions including eutrophication and reduction of light transparency in combination with a waterborne fungus pandemic (*Labyrinthula zosterae*). Especially, the *Zosteretum marinae* lost more than half of its former range. Eutrophication favours the growth of algae on leaves of *Zostera* and plankton, and anthropurbation reduces light by suspended matter which together reduce the transpiration rate of the

seagrass. Most likely epiphytic algae, plankton, suspended matter plus *Labyrinthula zosterae* are important factors driving the decline or extinction of inundated vegetation at the North Sea and Baltic Sea coast of N Germany.

To date, *Zostera marina* subsp. *marina* is an almost extinct taxon at the North Sea coast where it only occurs under exceptional ecological conditions – protected from turbulences, waves and tides. At the Baltic coast the light conditions in average are better and *Z. marina* subsp. *marina* is a common species of coastal water bodies, often composed by more than one macrophyte.

In contrary, seagrass beds dominated by *Zostera angustifolia* and *Z. noltii* can be found on permanent wet soil of tidal flats in the Wadden Sea. From an international perspective all three communities – *Zosteretum marinae*, *Zosteretum stenophyllae*, *Zosteretum nanae* – are of outstanding nature value.

In the past, there was little agreement with regard to the phytosociology of seagrass communities, neither in Europe nor in Germany. For monitoring programmes and to avoid further confusion it is necessary to distinguish all three taxa in *Zostera* and three associations.

The ecological conditions of the *Potamogetonetea* (*Ruppialetalia*) include brackish and saline waters, adequate conditions of light climate and shelter from harsh dynamics. Normally, such conditions are widely distributed at the Baltic Sea coasts and lagoons, with the effect that communities in general are more numerous and species-rich at the Baltic Sea compared to water bodies of the German Bight. Like seagrass beds *Ruppialetalia* communities do not occur in open sea waters of the Wadden Sea region.

In contrary to net losses of inundated vegetation, the whole range of saltmarshes increased despite rising sea level at least during the last three or four decades in Germany and in whole Europe.

Land use and land use change, agricultural use and abandonment are identified as important drivers affecting changes in the occurrence and species composition of saltmarsh communities. Human activities that reduce any kind of natural dynamics increase the likelihood of further decline of certain specialized species and their specific assemblages in coastal communities.

The ecological conditions of saltmarshes are highly controlled by natural dynamics, including the duration and number of overflows, soil variables and direct management, i.e. coastal protection, agriculture or zero use, for example.

The number of halotolerant species or subspecies in the family *Chenopodiaceae* presented by floras is reflected by the diversity of plant communities established in the *Thero-Salicornietea*. Communities such as *Salicornietum strictae*, *Salicornietum ramosissimae* and *Suaeda *flexilis* community, i.e. stands dominated by upright Sea-Blites, are widespread and not threatened at the North Sea coast. In contrary, the *Suaedo-Bassietum hirsutae*, *Salicornietum decumbentis* and *Suaedetum prostratae* are rare and threatened due to anthropogenic processes and succession. Their distribution patterns and survival should properly be monitored and managed in the future. The *Salicornietum ramosissimae* is most likely the only association of the class at the Baltic coast.

A single association of the *Spartinetea* occurs at the German Wadden Sea coast (*Spartinetum townsendii*). It is dominated by *Spartina townsendii* agg., including *S. anglica* which is also the only species of high frequency. Thus, stands with more than two or three different vascular plant species in this community are rare. The association does not exist at the Baltic Sea coast with the exception of the Skagerrak and Kattegat, and is common and not threatened at the North Sea.

Most saltmarsh communities with a more or less closed herb layer belong to the *Juncetea maritimi*. The *Saginion maritimae* is included here.

Associations such as *Halimionetum portulacoidis*, *Artemisietum maritimae* and communities dominated by *Elymus* spp., e.g. *Agropyretum litoralis*, at the North Sea coast increased with declining intensity of agriculture during the last century. Other communities such as *Puccinellietum maritimae* and *Juncetum gerardii* lost parts of their former range due to abandonment and natural succession. We cannot exactly quantify changes of the range size of associations which naturally cover much smaller areas, e.g. of the *Blysetum rufi*, *Oenantho-Juncetum maritimi*, *Ononido-Caricetum distantis*, *Sagino maritimae-Cochlearietum danicae*, or *Centaurio litoralis-Saginetum nodosae*.

However, all saltmarshes depend on natural dynamics or on moderate grazing in regions with limited dynamics, and all of them are of outstanding nature value. To increase dynamics would be one of the most important steps of nature conservation management at the coast.

The net range and distribution of coastal landscapes influenced by saline and brackish waters cannot simply be explained by the level of the sea, with the implication that an increasing sea surface would result in a declining range of coastal landscapes. Empirical trends for the last decades show that very often the opposite is true; the sea level is rising and the range of coastal landscapes is growing. The

occurrence and species composition of coastal ecosystems such as seagrass beds or saltmarshes depends on geological up- and downlifting, dynamics of wind, water, including streams, tides, waves, changing sea level, drifting soil material, dispersal of plants, migration of animals, and human activities.

During glacial cycles coastal communities have to migrate with the preferred climate zone for distances of hundreds or even thousands of kilometres along the coasts. The natural answer of coastal ecosystems and species to rising or falling sea level is migration. Thus, we complement the very popular *Hypothesis of the Drowning Coast* due to sea level rise with the *Hypothesis of Migration* as natural adaptation to a rising sea level.

I. Einleitung

Umfassende internationale, nationale und regionale Übersichten zur Klassifizierung der Pflanzengesellschaften von Küsten und Binnenlandsalzstellen im Sinne der Braun-Blanquet-Schule wurden mittlerweile publiziert, und die Bearbeitung von Kartierschlüsseln der Bundesländer für Biotoptypen ist weit vorangeschritten.

Bereits 2014 wurde für den Wattenmeerbereich der Niederlande, Deutschlands und Dänemarks eine wegweisende Typologie der Küstenvegetation erarbeitet, um verschiedene regionale Ansätze zusammenzuführen und in ein einheitliches Konzept zu übertragen (PETERSEN et al. 2014).

Seit vielen Jahren wird während der EVS-Tagungen (European Vegetation Survey) auch die Frage diskutiert, ob die Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie noch adäquat klassifiziert und im Hinblick auf ihre Schutzbedürftigkeit hinreichend charakterisiert sind. Im Jahr 2016 wurde die Bearbeitung einer Roten Liste der Habitate Europas, die von der EU in Auftrag gegeben worden war und deren Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter vielfach aus der Braun-Blanquet-Schule stammen, abgeschlossen (JANSSEN et al. 2016). Das Ziel dieser Roten Liste bestand insbesondere darin, die zum Teil fragwürdige Abgrenzung von geschützten gegenüber nicht-geschützten Lebensraumtypen zu überwinden. Im selben Jahr haben MUCINA et al. (2016) ihre Übersicht der europäischen Syntaxa vorgestellt. SCHAMINÉE et al. haben 2017 die Revision niederländischer Vegetationseinheiten in Form einer Standardliste syntaxonomischer Einheiten veröffentlicht. Regelmäßig werden auch die Habitate nach EUNIS (European Union Nature Information System) neu bearbeitet, und die Arbeitsgruppe des EVS bietet auf ihrer Homepage (<http://euroveg.org>) eine Übersicht europäischer EUNIS-Habitate mit Angaben zu diagnostisch bedeutsamen, konstanten bzw. dominanten Gefäßpflanzenarten im Sinne der Pflanzensoziologie an.

Was kann eine Synopsis der Seegraswiesen, Salzwiesen und verwandten Einheiten angesichts dieser Fülle an aktuellen Informationen überhaupt noch leisten?

Im politischen Management der Entwicklung an Küsten müssen Küstenschutzmaßnahmen, Naturschutz, ökonomische Interessen, Tourismus und die Erholungsfunktion, der Meeresspiegelanstieg und zunehmende Extremwetterlagen Berücksichtigung finden. All diese Vorgänge betreffen auch die Quantität und Artenzusammensetzung der Salzvegetation (u. a. NORDHEIM & MERCK 1995, DIERSSEN 1997 und 1998, NORDHEIM & BOEDECKER 1998, PETERSEN et al. 2014). Mit dieser Synopsis wird angestrebt, ein möglichst überschaubares Gliederungskonzept von Seegraswiesen, Salzrasen und verwandten Gesellschaften in Mitteleuropa als Basis für zukünftiges Monitoring zu begründen. Wir möchten das Augenmerk auf aktuelle Veränderungen an der Nord- und Ostseeküste richten und entsprechende Erfassungsprogramme im Sinne praktischer Naturschutzmaßnahmen unterstützen.

Dafür war es wichtig, nicht nur bezeichnende Artenkombinationen für den typischen Fall, sondern wenigstens zum Teil auch Aspekte der Grenzziehung bei praktischen Kartierungsarbeiten zu diskutieren und pragmatische Vorschläge der Abgrenzung zu unterbreiten. Fragen der Grenzziehung von Landschaftseinheiten, Habitaten bzw. Lebensraumtypen können durchaus auch Gegenstand von juristisch bedeutsamen Verwaltungsvorgängen sein.

Darüber hinaus gilt es zu bedenken, dass die formale Akzeptanz von Einheiten in der Pflanzensoziologie durchaus Konsequenzen im Monitoring (vgl. die Kartieranleitungen der Länder) und Management der Natur nach sich ziehen kann. Wir haben der Frage des Schutzes einer Pflanzengesellschaft daher einen ebenso großen Stellenwert beigemessen wie der Frage, ob dieselbe hinreichend pflanzensoziologisch charakterisiert ist.

II. Physisch-geographische Faktoren und kurzer Abriss der Veränderungen an den Küsten der Nord- und Ostsee

1. Begriffe, landschaftsökologische Aspekte und physisch-geographische Faktoren

Es gibt viele wissenschaftliche und umgangssprachliche Ausdrücke für die stets mehr oder weniger stark von Kochsalz beeinflussten Pflanzengesellschaften der Küsten, die in dieser Synopsis besprochen werden – *Salzwiesen* (regional auch *Heller*, *Inge*, *Groden*), *Salzmarschen*, *Salzrasen*, *Seegraswiesen*, *Quellergesellschaften* (in Mecklenburg-Vorpommern auch *Röten*) und einige andere mehr.

Der Begriff *Salzwiese* bezieht sich hier nicht wie der Ausdruck *Wiese* im landwirtschaftlichen Vokabular auf gemähtes Grasland. Gesellschaften der *Junceteta maritimi* können aber besonders im Sommer und Herbst ausgesprochen blumenbunt und wiesenähnlich in Erscheinung treten. Wir verwenden die Ausdrücke *Salzwiesen* und *Salzrasen* in dieser Schrift synonym.

An vielen Küsten Nordwesteuropas werden eingedeichte Marschen oder Vorlandflächen als *Polder* bezeichnet, in Schleswig-Holstein auch als *Köge*. *Groden* sind ursprünglich Salzwiesen im niedersächsischen Deichvorland, der Name wurde als Ortsname z.T. aber auch nach Eindeichungsmaßnahmen beibehalten und bezieht sich nunmehr u. a. auf Marschen des Festlandes. Der Ausdruck *Marsch* bzw. *Marschland* (*marshes*) wird international auf sehr flaches Schwemmland aus Lockermaterial etwa auf Meereshöhe bezogen. Als Bestandteil von Ortsnamen in Deutschland taucht der Begriff gehäuft z.B. entlang der unteren Elbe und Nordseeküste auf. Längst eingedeichte und ackerbaulich genutzte Flächen sind charakteristische Landschaftseinheiten z. B. der Weser Marsch, der Winsener Marsch oder auch von Dithmarschen. Nach unserer Erfahrung wird der Ausdruck *Salzmarsch* eher im Zusammenhang mit ausgedehnten Salzwiesen auf schlickigem Grund im Gezeitenbereich der Nordsee verwendet, die darüber hinaus häufig in Form von Gruppenbeeten geometrisch durchgestylt sind, und seltener auf Sandsalzwiesen der Nordseeinseln oder Salzwiesen an der Ostseeküste bezogen. Wie dem auch sei, aufgrund von regional unterschiedlichen Gepflogenheiten der Verwendung dieses Begriffes haben wir es vermieden, den Ausdruck *Salzmarsch* im Titel zu übernehmen (wie es im Manuskript ursprünglich vorgesehen war), auch wenn inhaltlich nichts dagegenspricht, den Ausdruck auf alle Salzwiesen anzuwenden.

Im Allgemeinen wird die Spritzwasserzone oberhalb der Hochwasserlinie bzw. oberhalb von sehr hoch gelegenen Spülsäumen als *Supralitoral* oder *Epilitoral* bezeichnet, wobei der Ausdruck *Supralitoral* in erster Linie zur strandtopographischen Unterteilung klassischer Gezeitenküsten (Nordsee), und letzterer eher für Küsten ohne deutlichen Gezeiteinfluss (Ostsee) Verwendung findet. Gelegentlich wird das *Supralitoral* auch enger gefasst als das *Epilitoral*. Im Übergangsbereich von *Eulitoral* und *Supralitoral* können in Trockenphasen Salzkrusten auf dem Boden entstehen, und wenn diese dann von Regenwasser gelöst werden, sind hier hypersaline und für die allermeisten Pflanzen toxische Bedingungen wenigstens kurzfristig anzutreffen. Im von Wind und Wasser bewegten Sand kann der Flugsand-Queller (*Salicornia procumbens*) in ähnlicher Höhenlage viele Wochen lang ohne eine einzige Überflutung vital überdauern.

Das *Eulitoral* bezeichnet den von Ebbe und Flut geprägten amphibischen Lebensraum. Der Überflutungsraum über dem mittleren Wasserstand wird an der Ostsee als *Geolitoral* und der Lebensraum zwischen Mittelwasser und sehr niedrigen Wasserständen als *Hydrolitoral* bezeichnet. Manchmal werden beide Begriffe auch auf die Verhältnisse an der Nordsee übertragen. Ständig mit Wasser bedeckte Zonen unter der Niedrigwasserlinie bilden das *Sublitoral* oder *Infralitoral* (vgl. BRENNER 1916 und 1921, DU RIETZ 1925–1945, ENGLUND 1942 und DU RIETZ 1950–1952 in GILLNER 1960 und HÄRDITZ 1984).

Die Überflutungsdauer wird an der Nordsee hauptsächlich durch die Tiden bestimmt, während die in aller Regel aperiodisch auftretenden Wasserstandsschwankungen an der Ostsee durch die Wirkung des Windes und entsprechende Rückschwappeffekte (*Seiches*) zustande kommen. Diese Effekte gibt es zum Teil auch in der Nordsee, und so kann es geschehen, dass das Wasser bei niedrigen Windgeschwindigkeiten an der Nord- oder Ostseeküste ungewöhnlich hoch aufläuft.

Die Kochsalzgehalte, nach denen Meerwasser, Brackwasser und Süßwasser unterschieden werden, weichen international teilweise leicht voneinander ab. Wir differenzieren diese Gruppen wie folgt (LESER 1994, HENDERSON & SPEIGHT 2013):

- Meerwasser: Kochsalzgehalt $> 1,8 \%$ ($> 18 \text{ ‰}$)
 - hyperhalin $> 4 \%$ ($> 40 \text{ ‰}$)
 - euhalin $3\text{--}4 \%$ ($30\text{--}40 \text{ ‰}$)
 - polyhalin $1,8\text{--}3 \%$ ($18\text{--}3 \text{ ‰}$)
- Brackwasser: Kochsalzgehalt $0,1\text{--}1,8 \%$ ($1\text{--}18 \text{ ‰}$)
 - mesohalin $1,8\text{--}0,3 \%$ ($18\text{--}3 \text{ ‰}$)
 - oligohalin $0,3\text{--}0,1 \%$ ($3\text{--}1 \text{ ‰}$)
- Süßwasser: Kochsalzgehalt $< 0,1 \%$ ($< 1 \text{ ‰}$)

Im Wattenmeer liegen die Kochsalzgehalte je nach Nähe zu den Flussmündungen in einer Größenordnung von etwa 15 bis 35 ‰. An der schleswig-holsteinischen Ostseeküste werden meistens 10–20 (30) ‰, in der Flensburger sowie Kieler Förde und Schlei auch weniger als 10 ‰, und an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns 5–15 ‰ gemessen, wobei der Salzgehalt östlich der Darßer Schwelle recht sprunghaft auf unter 8 ‰ absinkt. In den inneren Küstengewässern nördlich von Ueckermünde nahe an der Grenze zu Polen liegen die Salzkonzentrationen zwischen 0,5 und 5 ‰. Man kann entlang der Ostseeküste also von Norden nach Süden in Schleswig-Holstein und von Osten nach Westen in Mecklenburg-Vorpommern einen diskontinuierlichen Gradienten der Salzkonzentration beobachten. Allerdings sind die Salzgehalte an der deutschen Ostseeküste sehr instabil und schwanken in Abhängigkeit von der Ein- und Ausstromsituation; das Nordseewasser dringt unter Extremwetterbedingungen und Stürmen aus NW zeitweilig über Skagerrak und Kattegat in die innere Ostsee ein. Die Salzgehalte steigen dann sprunghaft an (Einstromsituation). Unter gewöhnlichen Witterungsverhältnissen oder bei Ostwind wird das Wasser im Gegenzug mehr oder weniger kontinuierlich aus der inneren Ostsee über Skagerrak und Kattegat zurück in die Nordsee verfrachtet und die Kochsalzgehalte werden wieder geringer. Aber auch an der Nordsee können die Werte lokal erheblichen Schwankungen unterliegen, jeweils in Abhängigkeit von der Witterung und den von Flüssen transportierten Wassermengen. Die Werte schwanken demzufolge besonders nah der Küste stärker als in den zentralen Bereichen der Meere (WEIGELT-KRENZ et al. 2010, BUND-LÄNDER-AUSSCHUSS NORD- UND OSTSEE 2015).

Salzwiesen und Seegraswiesen gehören im Allgemeinen zu den von Natur aus produktiven Ökosystemen. Viele von ihnen sind in der Lage, Humus im Boden zu akkumulieren oder sogar Torfe zu bilden.

Zu den besonderen Ökosystemfunktionen und Dienstleistungen von Salzwiesen zählen ökonomische Aspekte der Landwirtschaft und des Tourismus, die Verringerung der Erosionsdynamik des Meeres an den Küsten, aber auch die Eliminierung von Nährstoffen und feinsten Partikeln. Mittlerweile wird das Augenmerk im Umweltbereich vermehrt auf die CO₂-Problematik, die damit verbundenen Klimaänderungen und Möglichkeiten der Eliminierung von Kohlendioxid aus der Atmosphäre gelegt. Insbesondere Böden der Sümpfe, Moore und Salzwiesen sind im Vergleich zur lebenden Biomasse von Wäldern oder auch im Vergleich zu trockenen Böden viel effektiver in der Lage, CO₂ zu binden (GÄTJE & REISE 1998, BEAUMONT et al. 2014, GISPERT et al. 2020, PERERA & LOKUPITIYA 2022).

2. Veränderungen an den Küsten der Nord- und Ostsee

Fast alle hier besprochenen Gesellschaften gehören im Sinne der FFH-Richtlinie (Council Directive 92/43/EEC) zu den europaweit geschützten Lebensraumtypen und es besteht für sie ein Verschlechterungsverbot. Der Schutz der Natur, der Wasserqualität und Biodiversität unter adäquaten ökologischen Bedingungen wird zudem von weiteren internationalen Regularien wie der Wasserrahmenrichtlinie (Directive 2000/60/EC), der Meeresstrategie (Directive 2008/56/EC), der Oskar-Konvention und der Helsinki-Konvention unterstützt (KOLBE 2006). Die zwei letztgenannten wurden 1992 verabschiedet und in späteren Jahren mehrfach angepasst.

Viele Gebiete mit Salzwiesen/Salzrasen i.w.S. sind mittlerweile in Nationalparke, Naturschutzgebiete, Natura 2000-Gebiete oder Schutzgebiete anderer Kategorien integriert (DAIBLER 1986, ZIEMEK 2014), und Rote Listen gewährleisten eine Einschätzung der Gefährdung (u. a. RIECKEN et al. 1995, Rote Liste der IUCN; www.iucnredlist.org). Doch bis dahin war es ein langer Weg und bis heute wird im Zweifelsfall und im Sinne des öffentlichen Interesses immer noch recht häufig für eine Baumaßnahme und gegen die Natur entschieden. Einige Prozesse vollziehen sich schleichend, und nicht alle Ursache-Wirkungs-Komplexe innerhalb der Ökosysteme sind hinreichend bekannt (ESSELINK 2000, KIEHL et al. 2003).

Zu den ältesten schriftlichen Überlieferungen vom Leben der Menschen an der Küste gehören die Berichte von PLINIUS (Naturalis historia XVI 1, 2–4), der seine Beobachtungen über die Chauken im und am Wattenmeer etwa zweitausend Jahre vor heute notierte:

„In großartiger Bewegung ergießt sich dort zweimal im Zeitraum eines jeden Tages und einer jeden Nacht das Meer über eine unendliche Fläche und offenbart einen ewigen Streit der Natur in einer Gegend, in der es zweifelhaft ist, ob sie zum Land oder zum Meer gehört. Dort bewohnt ein beklagenswertes Volk hohe Erdhügel, die mit den Händen nach dem Maß der höchsten Flut errichtet sind. In ihren erbauten Hütten gleichen sie Seefahrern, wenn das Wasser das sie umgebende Land bedeckt, und Schiffbrüchigen, wenn es zurückgewichen ist und ihre Hütten gleich gestrandeten Schiffen allein dort liegen. Von ihren Hütten aus machen sie Jagd auf zurückgebliebene Fische. Ihnen ist es nicht vergönnt, Vieh zu halten wie ihre Nachbarn, ja nicht einmal mit wilden Tieren zu kämpfen, da jedes Buschwerk fehlt. Aus Schilfgras und Binsen flechten sie Stricke, um Netze für die Fischerei daraus zu machen. Und indem sie den mit den Händen ergriffenen Schlamm mehr im Winde als in der Sonne trocknen, erwärmen sie ihre Speise und die vom Nordwind erstarrten Glieder durch Erde. Zum Trinken dient ihnen nur Regenwasser, das im Vorhof des Hauses in Gruben gesammelt wird.“

Es gab also bereits Warften/Wurten, und die Menschen hatten damals offensichtlich kein Vieh gehabt, sie bauten Netze aus Binsen und Schilfgras und lebten von der Fischerei bzw. Jagd auf Fische. Regenwasser – Wasser zum Trinken – musste in Gruben gesammelt werden, süßwasserführende Bäche und auch Buschwerk gab es in ihrer Nähe nicht, und sie nutzten Torf als Brennmaterial, das im Wind getrocknet werden musste – ein beklagenswerter Zustand für einen Römer, der in seiner Heimat viel Wärme, Sonne und Weinbau erlebt haben dürfte.

BEHRE (1979) und KÖRBER-GROHNE (1992) konnten die Existenz einer dem *Juncetum gerardii* zumindest sehr ähnlichen Salzwiesengesellschaft an der südöstlichen Nordsee aus Siedlungen und Wurten etwa aus dieser Zeit nachweisen.

Die Umwandlung von fruchtbarem Marschland zu Ackerland, welche etwa tausend Jahre später begann und so die Vernichtung von küstennahen Sümpfen und Salzwiesen einleitete, ist recht gut belegt. Seit dem 11. Jahrhundert wurden an der Tideelbe und deutschen Nordseeküste mehr als 200 Köge bzw. Polder durch Eindeichung gewonnen. Und auch an der Ostsee haben Deiche und künstlich geschlossene Dünenzüge zur Aussüßung von Salzwiesen und Brackröhrichten geführt. Noch bis in die 1980er Jahre wurden an der schleswig-holsteinischen Küste – z. B. Beltringharder Koog 1987 – große Gebiete zum Zweck der Landgewinnung bzw. euphemistisch im Sinne *flächenhaften Küstenschutzes* eingedeicht (WOLFRAM et al. 2000).

Eine für die schleswig-holsteinische Nordseeküste recht typische Entwicklung erfuhren die Vorlandsalzwiesen der Hamburger Hallig. Sie nahmen 1855 eine Fläche von 387 ha ein, die danach bis 1924 kontinuierlich auf 1418 ha angewachsen war. Der im Jahr 1925 eingerichtete

Sönke-Nissen-Koog führte dann schlagartig zu einem großen Verlust und außendeichs verblieben noch 280 ha Salzwiesen. Seitdem wuchs auch diese Fläche wieder kontinuierlich bis auf 983 ha im Jahr 1998 an (PALM 2000).

Noch nach 1960 wurden allein in Niedersachsen ca. 580 ha Salzwiesen und 510 ha Watt durch Deichbaumaßnahmen einer regelmäßigen Salzwasserzufuhr nahezu vollständig entzogen (BUNJE & RINGOT 2003).

„Für den Neu- oder Ausbau von Hafenanlagen wurden insgesamt ca. 170 ha Watt, Dünen und Salzwiesenareale beansprucht. Durch Bebauung und die Anlage von Park- und Campingplätzen wurden weitere ca. 240 ha Fläche mehr oder weniger stark versiegelt. Ca. 140 ha wurden seit 1966 für die Kleientnahme in Anspruch genommen“ (BUNJE & RINGOT 2003: 17).

Befestigungen, Straßen, Siedlungen und Bauwerke wurden seit Jahrhunderten immer mehr in Richtung Meer verlagert, während das Meer diskontinuierlich seit der letzten Eiszeit und in den vergangenen 150 Jahren durch die Erwärmung der unteren Atmosphäre aufgrund von Treibhausgasen-Emissionen anstieg. Die Landverluste durch verheerende Sturmfluten wurden in der Summe allerdings meistens mehr als ausgeglichen.

Die natürliche Verlagerung der Salzwiesenzone mit dem Meeresspiegelanstieg in Richtung Festland ist aufgrund von Deichen oder anderen Bauwerken, Steilufeln oder stark betretenen Sandstränden fast überall unterbunden. Rein logisch könnte man die These vertreten, dass besonders Küstenlandschaften mit ihren Salzwiesen bedroht sind und Gefahr laufen, im Meer zu versinken (cf. EEA 2012), während sublitorale Vegetation eher Raum hinzugewinnen sollte. Die empirischen Daten bestätigen diesen Trend aber nicht.

Für den Zeitraum von 1966 bis 1997 haben BUNJE & RINGOT (2003) ein Netto-Wachstum der niedersächsischen Dünen und Salzwiesen ermittelt. ESSELINK et al. (2017) haben nachweisen können, dass die Gesamtfläche der Salzwiesen im Bereich des Wattenmeeres im Zeitraum von 1995/2001 bis 2008/2014 größer geworden ist.

An der Ostsee deuten Kliffs generell auf Landverluste hin, während viele der flacheren Bereiche mit Stränden, Dünen und Salzwiesen immer noch wachsen. Dieser, besonders für die Ostseeküste typische Vorgang, wird auch als Prozess der Ausgleichsküstenbildung bezeichnet. Im geringeren Maße kann man dieselben Vorgänge an der Nordsee beobachten. Teilweise werden Landverluste an den Stränden der Urlaubsorte aber auch künstlich durch Sandvorspülungen ausgeglichen. Einige verlandende Bänke, auf denen sich wie auf der Bessinschen Schaar zwischen Hiddensee und Rügen mittlerweile Gebüsche eingestellt haben, werden höher und größer, Halbinseln und sandige Strandabschnitte mit in Lee aufwachsenden Röhrrieten und Salzwiesen nehmen teilweise so stark zu, dass man die Landschaftsveränderung im Laufe von Jahren und Jahrzehnten selbst beobachten kann (vgl. HOBOM 2014). Nach Angaben in EEA (2012, vgl. Abb. 3.8) sind die durchschnittlichen Landgewinne entlang der Ostseeküste im Vergleich zu den Verlusten mehr als fünfmal so groß.

Und auch wenn ein steigender Meeresspiegel, zunehmende Extremwetterereignisse, Abbrüche und Erosion immer wieder beklagt werden, so gibt es doch keine Bilanz, die darauf hindeuten würde, dass Deutschland an seinen Küsten in den vergangenen Jahrhunderten, Jahrzehnten oder aktuell netto Landverluste erleiden und damit kleiner werden würde.

Auch weltweit konnte für die Zeit nach 1985 mit Satellitenbildern ein Zugewinn bei den sandigen Küstenabschnitten nachgewiesen werden. Und obwohl das Meer weltweit im Durchschnitt ansteigt, ist das Festland nicht kleiner geworden (DONCHYTS et al. 2016). Für Europa ergibt sich über einen Zeitraum von 33 Jahren ein durchschnittliches Wachstum der sandigen Küstenabschnitte von ca. 9 cm pro Jahr (vgl. LUIJENDIJK et al. 2018). Leicht zu erklären ist das nicht, und klimatische, geologische und anthropogene Prozesse sind daran beteiligt. Auf jeden Fall ist der Zuwachs der Küsten weltweit und auch in Europa nicht zu erklären, wenn man nur das Klima und den absoluten Anstieg des Meeresspiegels betrachtet. Unabhängig davon ist natürlich fraglich, ob dieser Trend noch lange anhalten wird.

Aus alten Karten und den dazugehörigen Beschreibungen kann z. T. recht gut rekonstruiert werden, wie Küstenlandschaften ausgesehen haben und genutzt wurden (BEHRE 1985, DIJKEMA 1987, BEHRE 1991, DIJKEMA 1992, BEHRE 1999 und 2004). Die Schwedische Landesaufnahme 1692–1709 (GUSTAVS 1998) z. B. gibt detailliert Auskunft über Nutzung und Flächenaufteilung

der Insel Hiddensee im Jahr 1695. Demnach wurden zu dieser Zeit alle boddennahen Flächen intensiv gemäht oder beweidet und Torf wurde als Brennmaterial gewonnen; Wald oder ausgedehnte Gehölze gab es nicht mehr. Auch auf den nordfriesischen Inseln war Holz bis ins letzte Jahrhundert hinein Mangelware gewesen, und noch immer kann man in Nordfriesland zur Weihnachtszeit ein Weihnachtsbaum-Holzgestell (*Jöölboom* oder *Kenkenbuum*) als Ersatz für eine abgehackte Fichte oder Tanne käuflich erwerben. Es ist anzunehmen, dass die Küsten in Mitteleuropa in den vergangenen Jahrhunderten nahezu ausnahmslos gehölzarm waren und Salzwiesen, Röhrichte und deren torfhaltige Böden flächendeckend genutzt wurden. Noch bis in die zweite Hälfte des 20. Jh. wurden Andelrasen an unseren Küsten z.T. intensiv gemäht, und praktisch alle Salzwiesen der Inseln und Küsten wurden genutzt (pers. Mitt. von Landwirten auf Ostfriesischen und Nordfriesischen Inseln im letzten Drittel des vergangenen Jh.).

Im Tüxen-Archiv in Hannover waren ältere Aufnahmen, in denen *Artemisia maritima* nur spärlich (mit + oder 1) vertreten war, noch dem *Artemisietum maritimae* zugeordnet worden (HOBOM 1992). Das mag aus heutiger Sicht und angesichts großflächiger Dominanzbestände der Art an unseren Küsten befremdlich wirken, macht gleichzeitig aber auch deutlich, dass ausgedehnte, unbeweidete Salzwiesen einst viel seltener gewesen sind.

Die Beweidungsintensität stieg im 20. Jh. an und erreichte zwischen 1960 und der Einrichtung von Nationalparks – 1985 in Schleswig-Holstein, mit deutlicher Flächenvergrößerung 1999, 1986 in Niedersachsen, und 1990 in Hamburg – ihren Höhepunkt. Staatliche und EU-Ausgleichszahlungen hatten in den 1960 Jahren dazu geführt, dass 80 % der Salzmarschen intensiv und nur noch 13 % extensiv und 7 % unbeweidet waren. Mit der zunehmenden Bedeutung des Naturschutzes und der Einrichtung von Naturschutzgebieten und Nationalparks an den Küsten im letzten Drittel des 20. Jh. wurde vielerorts auch eine deutliche Reduktion landwirtschaftlicher Tätigkeiten oder sogar die Nutzungsaufgabe verfügt. Es gab scharfe Auseinandersetzungen zwischen Vertretern im Küstenschutz, Naturschutz und der Landwirtschaft. Noch in den Nullerjahren wurden wir während der Kartierung von Salzwiesen auf den Halligen arg beschimpft und sogar mit der Forke bedroht.

1999 waren an der Nordsee dann nur noch 33 % der Salzwiesen intensiv beweidet, vor allem an der Küste des Festlandes, 25 % waren extensiv und 42 % nicht beweidet. Die Komposition der Salzwiesen hat sich jedenfalls erheblich gewandelt, intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen sind weniger geworden und eher hochwüchsige und ungenutzte Salzwiesen haben sich tendenziell ausbreiten können (u. a. STOCK & KIEHL 2000, ARENS 1997, GETTNER 2003, PETERSEN & POTT 2005, STOCK 2013).

An der Ostsee stellt sich die Situation etwas anders dar. Auch hier haben Deichbauten die Gesamtfläche der Salzwiesen und Brackröhrichte insgesamt erheblich reduziert. Die Beweidung der verbliebenen Flächen ist allerdings weniger strittig, da diese aufgrund der geringen Kochsalzkonzentrationen in aller Regel zu deren Erhaltung notwendig ist (vgl. PÄTSCH 2019).

Bis ins 20. Jahrhundert wurden Spieße und Fischespeere an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste verwendet, unter anderem um Butt zu fangen. Ansonsten gibt es nur wenige Hinweise dafür, dass auch die Flachwasserbereiche der Nord- und Ostsee bis ins 19./20. Jahrhundert hinein überwiegend deutlich weniger belastet und klar gewesen sein müssen (VERBRUGGHE 1932, RAILLART 2012).

In der alten *Flora von Bremen Oldenburg, Ostfriesland und der ostfriesischen Inseln* (BUCHENAU 1936) ist für *Suaeda maritima* eine Wuchshöhe von 5–30 cm angegeben. Dies zeigt, dass die Strand-Sode damals deutlich niedrigwüchsiger gewesen sein muss als heutzutage. Im Spätsommer überhängende Individuen von 50–70 cm Länge und mehr sind nach eigener Anschauung an den Rändern von Priel- und Gruppenbeeten heutzutage keine Seltenheit. STACE (1991) gibt eine maximale Wuchshöhe von 75 cm für die Britischen Inseln an.

Und obwohl die Produktivität der regelmäßig überfluteten Salzwiesen im Allgemeinen als hoch und die Böden als nährstoffreich charakterisiert werden, konnte für Salzwiesen in Niedersachsen eine signifikante Zunahme unter anderem von der ausgesprochen nährstoffliebenden Art *Atriplex prostrata* im Laufe des 20. Jh. in ausgewählten Salzwiesengesellschaften – *Puccinellietum maritimae*, *Juncetum gerardii*, *Artemisietum maritimae* – nachgewiesen werden (HOBOM 1992, vgl. JEFFERIES 1977, JEFFERIES & PERKINS 1977, HANSEN 1982, KIEHL et al. 1997).

Für eine kontinuierliche Zunahme der Trophie im küstennahen Bereich spricht auch eine kontinuierlich verringerte Transparenz des Meerwassers. So war im Wattenmeer das Seegras vor 1930 mindestens bis zu einer Tiefe von 4 m nachweisbar (GOOR 1921, WOHLBERG 1935). Von LEEGE (1954: 252), der lange auf den ostfriesischen Inseln Memmert und Juist tätig war, wurde posthum ein Aufsatz mit dem Titel „*Im Seegrassgebiet*“ veröffentlicht, in dem er schreibt:

„Oftmals bin ich hinausgefahren mit meinem flachen Boot auf die Seegrassgründe fernab der Insel und warf bei fallendem Wasser den Anker aus, lehnte mich über den Bootrand und schaute auf das nur noch metertiefe Wasser, wie das Seegrass am Grunde dem Ebbestrom folgend abwärts flutete. Immer wieder machte es mir Freude, wenn ich in der klaren Flut das reiche Tierleben zwischen dem wogenden Seegrass bewundern konnte ...“.

Die Zeitreihen der Nährstofffracht von Orthophosphat, Gesamtphosphat, Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff lassen nach einer Phase enormer Eutrophierung durch die Verwendung von immer größeren Mengen von Dünge- und Waschmitteln im 20. Jh. wieder leicht positive Tendenzen für die Nordseeküste und das Skagerrak und immer noch leicht negative Tendenzen für die östliche und nördliche Ostsee erkennen (vgl. SALOMOND et al. 1988). Nach WEIGELT-KRENZ et al. (2010) sind die Phosphatkonzentrationen in küstennahen Gewässern der Deutschen Bucht nach 1936 stark angestiegen, um etwa ein halbes Jahrhundert später wieder ein wenig zu fallen. Dabei korrelieren die Nährstoff-Konzentrationen im Meerwasser mit den Frachten über die Flüsse. Sowohl die Stickstoff- als auch die Phosphatkonzentrationen sind negativ mit dem Kochsalzgehalt korreliert und die geringsten Nährstoffgehalte und höchsten Kochsalzgehalte werden jeweils in den zentralen Bereichen der Nord- und Ostsee gemessen. Im Winter 2006 lagen die Phosphatwerte im Wattenmeer und im küstennahen Bereich (normiert auf 30 ‰) bei 1,06 (+0,05) $\mu\text{mol/l}$ und damit immer noch fast doppelt so hoch wie 1936 (0,56 + 0,14 $\mu\text{mol/l}$).

Leider stehen insbesondere im Hinblick auf den chemischen Zustand der Nord- und Ostsee nur wenige historische Angaben zur Verfügung. Ein bis heute vernachlässigter Faktor ist die Sichttiefe im Bereich der Nordseeküste von Belgien bis Jütland. Es gibt für diesen Küstenabschnitt bis zum Beginn der Auswertung von Satellitenbildern etwa seit Mitte der 1980er Jahre vermutlich keine Zeitreihen und nur wenige Einzelmessungen, obwohl über die Ermittlung von Secchi-Sichttiefen eigentlich ein geeignetes und einfaches Messinstrument zur Verfügung gestanden hätte.

1921 schreibt VAN GOOR (S. 104):

„In sehr klarem Wasser hat man Zostera marina bis zu 11, ausnahmsweise bis zu 14 m beobachtet, in dem Limfjord wächst sie bis auf 6 m Tiefe, in dem trüben Wasser des Wattenmeeres scheint sie nicht tiefer als 3 bis 4 m unter der Tiefwasserlinie, welche dort nur ungefähr 1 m unter der Hochwasserlinie liegt, vorzukommen.“

Zwei Dinge sind an diesem Zitat bemerkenswert: zum einen die sichtbare Tiefe im Wattenmeer von 3 bis 4 m unter Niedrigwasser, im Limfjord sogar bis 6 m, die eine positive Photosynthesebilanz und damit das Wachstum von *Zostera marina* gewährleistet haben – heutzutage undenkbar; zum anderen ist aber auch der geringe Tidenhub im damaligen Wattenmeer doch recht interessant, denn der hat im Zusammenhang mit anthropogenen Veränderungen der Küstenmorphologie und Vertiefungen im Fahrwasser der Ems, Weser und Elbe seitdem massiv zugelegt. Wo auch immer GOOR (1921) den Tidenhub vor hundert Jahren abgeschätzt haben dürfte, einen derart geringen Unterschied zwischen Hoch- und Niedrigwasser gibt es heutzutage im gesamten Wattenmeer zwischen Den Helder in den Niederlanden und Esbjerg in Süddänemark nirgends mehr. An den Küsten des Wattenmeeres liegt der Tidenhub derzeit zumeist bei 2–3 m und der mittlere Anstieg der Amplitude seit 1958 zwischen den Niederlanden und Dänemark beträgt 3,3 mm pro Jahr (Helgoland 2,7, Wyk/Föhr 4,5, Dagebüll in Schleswig-Holstein 5,7 mm pro Jahr). Dieser Anstieg entspricht ganz grob dem durchschnittlichen Anstieg des Meeresspiegels. Anders ausgedrückt bedeutet dies, dass der Meeresspiegelanstieg im Wesentlichen auf den Anstieg des Hochwassers zurückzuführen ist und das Niedrigwasser viel weniger stark ansteigt oder lokal sogar etwas gefallen ist. Der zunehmende Tidenhub wird wie so vieles auch immer wieder mit dem Klimawandel und Meeresspiegelanstieg in Zusammenhang gebracht. Dabei ist

allerdings nur schwerlich zu erklären, dass es an der südlichen Nordseeküste Großbritanniens einen gegensätzlichen Trend gibt und die Spanne zwischen Hoch- und Niedrigwasser dort seit Jahrzehnten kontinuierlich kleiner wird (-1 mm/a; JÄNICKE et al. 2021).

Die über das Jahr gemittelte Sichttiefe liegt in küstennahen Bereichen der deutschen Bucht heutzutage größenordnungsmäßig bei 0,1 bis zu 2 Metern; das Wasser ist häufig sehr trübe und von gräulich-bräunlicher Farbe. Die Klarheit des Wassers hängt von der Menge an Partikeln und diese wiederum von der Nährstofffracht und damit einhergehenden Produktivität des Planktons, aber auch von wühlenden Tätigkeiten (anthroturbance) zum Beispiel im Bereich des Hamburger Hafens und an der Westküste (Baumaßnahmen, Küstenschutzmaßnahmen, Grundschleppnetz-fischerei, Strandvorspülungen) ab. Die Produktivität des Phytoplanktons wiederum ist vom Grad der Trübung (Lichtverhältnisse), dem Nährstoffangebot und den Witterungsbedingungen abhängig. Allein die Baggermengen in der Elbe stiegen von ca. 1 Mio. Kubikmeter vor 1976 auf 2–3 nach 1976, auf ca. 4–6 nach 1999 bis zu teilweise über 10 Mio. Kubikmeter pro Jahr in den vergangenen Jahren (HAMBURG PORT AUTHORITY 2008, 2015). Dabei werden erhebliche Mengen von Trübstoffen mobilisiert.

Für die Ostseeküste sieht die Datenlage in Bezug auf die Trübung des Wassers besser aus. Aber auch in der Ostsee ist von einer Halbierung der mittleren küstennahen Sichttiefe von ca. 8–10 m zu Beginn des 20. Jh. bis auf 4–5 m heutzutage auszugehen. Selbst in den zentralen Teilen der Ostsee werden Sichttiefen von über 10 m nur noch ausnahmsweise gemessen (AARUP 2002). Es ist davon auszugehen, dass allein durch die verringerte Sichttiefe der Lebensraum submerser Pflanzen in den Flachwasserbereichen der Ostsee größenordnungsmäßig halbiert wurde. Aufwüchse von Algen auf den Blättern submerser Gefäßpflanzen profitieren wiederum vom Nährstoffangebot.

Zusammen mit der Belastung durch Trübstoffe ist der physiko-chemische Zustand der Küstengewässer an der Nord- und Ostsee nach wie vor als äußerst bedenklich zu bezeichnen.

Eine punktuelle oder flächenhafte Rückkehr von Makrophytenvegetation wie Seegraswiesen in das Sublitoral der deutschen Nordseeküste ist aktuell nirgends zu beobachten, und auch die Situation in der Ostsee entspricht mitnichten einem ökologischen Zustand, wie er nach Maßgabe europäischer Direktiven anzustreben wäre (HELCOM 2009, HELCOM 2014, ZEILER et al. 2014, HAMBURG PORT AUTHORITY 2015, STOCK 2015, EEA 2019/2020). Oder um es deutlicher zu formulieren: Einige Prozesse im Zusammenhang mit wühlenden, die Trübung verstärkenden, den natürlichen Sedimenttransport behindernden (Hamburg) und den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen begünstigenden Tätigkeiten dürften so gar nicht mehr stattfinden.

Aktuell konzentriert sich die Aufmerksamkeit in der Umweltpolitik sehr auf Treibhausgase und den Klimawandel. Besonders Küsten gelten gemeinhin als besonders bedroht. Nach dem Gesetz der Serie ist allerdings davon auszugehen, dass Maßnahmen der Landnutzung inklusive Tätigkeiten an der Küste sich auf die natürlichen Küstenökosysteme stärker auswirken werden als der Klimawandel und Meeresspiegelanstieg, zumal diese an die Dynamik einer bewegten See mit ihren Stürmen und wechselnden Wasserständen nicht nur angepasst sind, sondern dieselbe vielfach benötigen, um überleben zu können (vgl. REISE et al. 1989, DIERSSEN 1993, LOZAN et al. 1994, REISE 1994a, ESSELINK et al. 2017, HOBHOM et al. 2021).

III. Material und Methoden

1. Inhalte und Bearbeitungsgebiet

Zu dieser Synopsis hat Klaus Dierssen 2009 einen unvollständigen und bislang unveröffentlichten Text vorgelegt, der als Grundlage und auszugsweise auch wörtlich verwendet wurde. Die umfassende Separatensammlung von Dietbert Thannheiser zur Küstenvegetation der Erde, die dem Erstautor dankenswerterweise vor etwa zehn Jahren überlassen wurde, war zusätzlich ein reichhaltiger Fundus auch an weniger bekannten Schriften mit interessanten Beobachtungen, Informationen sowie Aufnahmen und Tabellen.

Es ist dennoch kaum mehr möglich, alle thematisch relevanten, insbesondere auf lokale Verhältnisse bezogenen Arbeiten zu kennen, auszuwerten und zu zitieren. Wir möchten daher bereits an dieser Stelle um Nachsicht für die unvollständige Berücksichtigung des gesamten Pools potenziell bedeutsamer Schriften bitten.

Nicht immer geben wir die neueste Auflage als Quelle an, zum Beispiel dann nicht, wenn in einer Neuauflage einer Flora wichtige Merkmale zur Unterscheidung von Unterarten nicht mehr genannt werden. Verschiedentlich wurden auch Erstveröffentlichungen ausgewertet, in denen nach unserer Meinung kritische Fragen oftmals umfassender und offener diskutiert worden waren als in nachfolgenden Ausgaben.

Wie für jede Bearbeitung ausgewählter Formationen oder Klassen in dieser Reihe ist vorab zu klären, wo inhaltlich die Grenze gezogen werden soll, was unbedingt dazu gehört und was besser in einer anderen Synopsis zu bearbeiten wäre oder bereits veröffentlicht wurde.

Wir konzentrieren uns hier auf Einheiten, die üblicherweise auf dauerfeuchten bis nassen oder wechselfeuchten Lockersubstraten unterhalb von hochgelegenen Spülsäumen an der Küste zu finden sind. Und auch wenn in Dünentälern der Inseln an der Nordsee noch viele Brackwasserzeiger und Halophyten zu finden sind, so haben wir die entsprechenden Einheiten mit Ausnahme des *Centaurio-Saginetum*, das in ganz ähnlicher Artenzusammensetzung innerhalb und außerhalb von Dünentälern zu finden ist, unberücksichtigt gelassen (vgl. PETERSEN 2000).

Diese Frage betraf u. a. auch die große Zahl von Röhrrichtgesellschaften und insbesondere die von PASSARGE (1999) so treffend bezeichneten „Kleinröhrichte“, z. B. mit Dominanz von *Eleocharis uniglumis*. Besonders an der Ostsee sind viele Übergänge von Salzwiesen zu Tritt- und Flutrasen sowie feuchtem Wirtschaftsgrünland der *Molinio-Arrhenatheretea*, Röhrrichten und sogar Gebüschgesellschaften zu finden. In all diesen Fällen haben wir unter Berücksichtigung bereits publizierter Übersichten (s. u.) versucht eine pragmatische Trennung vorzunehmen (vgl. DIERSCHKE 2012).

Das Bearbeitungsgebiet umfasst die Küsten mit ihren Inseln an der Nordsee und Ostsee innerhalb von Niedersachsen, Hamburg, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern.

2. Methoden

In der Taxonomie und Syntaxonomie gibt es verbindliche internationale Regeln der Nomenklatur, die einer Objektivierung der Wissenschaft dienen sollen. Dass trotzdem generelle Unschärfen auch in numerischer Hinsicht unvermeidlich bleiben, wurde inzwischen mehrfach dargelegt (vgl. u. a. die methodologischen Überlegungen in BRAUN-BLANQUET 1928, RAABE 1981, DIERSCHKE 1994 sowie BERG et al. 2004). Es ist nicht in jedem Fall möglich, den auf der Grundlage von Prioritätenregeln und Validität von Beschreibungen einer systematischen oder synsystematischen Zuordnung eindeutig zu entsprechen. In beiden Systemen können die Regeln Auffassungsunterschiede in der Frage, was alles zu subsummieren ist und welche Gesamtheit an Entitäten von einem Namen überschrieben wird, nicht völlig verhindern.

Einige Beispiele mögen dies verdeutlichen. Welche Queller-Arten gehören zu *Salicornia europaea*, *S. stricta*, und ist *S. procumbens* eine gute Art oder Unterart? Wie können wir im Nachhinein feststellen, welche Sippen mit *Suaeda maritima*, *vulgaris*, *prostrata*, *macrocarpa*, *flexilis*, *gracilis* – viele dieser Namen finden sich auch in Aufnahmen und Tabellen – gemeint waren, und inwieweit ist dies im Rahmen der vorliegenden Synthese relevant (vgl. METZING et al. 1996, KALIGARIC et al. 2008, JÄGER 2017, MÜLLER et al. 2021)?

Wie soll oder muss man mit sehr eng gefassten Assoziationen, die nach dem Code gültig beschrieben sind, umgehen (vgl. PASSARGE 1999)?

Und auch wenn *Blysmopsis rufa* (*Blysmus rufus*) vom Wuchs her ein wenig röhrchrig erscheinen mag, so sind die Bestände, die kaum jemals höher als 20 cm aufwachsen, sehr häufig innerhalb von mäßig stark betretenen Pfaden und in beweideten Salzrasen zu finden und physiognomisch mitnichten typische Röhrliche. Die Physiognomie ist aber mitentscheidend für die Frage der Zuordnung zur Formation bzw. Klasse.

Nach MUCINA et al. (2016) sind die *Saginetea maritima* eine Klasse der Dünen und Kliffs. Auf den niederländischen, deutschen und dänischen Inseln an der Westküste sind die Bestände aber fast überall kleinflächig im nur noch selten überfluteten Übergangsbereich von Salzwiesen und Dünen zu finden, und sie weisen neben einigen halotoleranten Glycophyten regelmäßige Charakterarten der *Juncetea maritimi* auf (TÜXEN et al. 1963). Daher wurden sie in der vorliegenden Synthese bei den Salzrasen belassen.

Die Artenarmut in der Vegetation kann dazu führen, dass verbindende Elemente fehlen und einzelne Assoziationen deshalb eigenen Verbänden, Ordnungen oder gar Klassen zugeordnet werden. Mit Blick auf Übersichtlichkeit und Praktikabilität haben wir von einem derartigen Procedere teilweise Abstand genommen. So erachten wir die Etablierung einer Klasse *Ruppietia* nicht unbedingt für notwendig und legen das Augenmerk auf die wenigen verbindenden Elemente und Übergänge mit verwandten Vegetationseinheiten im Gelände (vgl. u. a. die Diskussion in HÄRDLE 1984, DIERSSEN 1988, PREISING et al. 1994, POTT 1995, BERG et al. 2004, MUCINA et al. 2016).

Diese Beispiele mögen lediglich zeigen, dass es, je nach Merkmal bzw. Abstraktionsniveau und trotz strenger Regeln in der Synsystematik immer wieder Interpretationsspielräume geben wird. Wir haben hier versucht, die für Mitteleuropa und Südkandinavien inkl. Großbritannien und Polen publizierten Gliederungen zu harmonisieren, wo immer dies uns möglich schien. Bei der Zuordnung zu Verbänden, Abteilungen bzw. Klassen haben wir uns den Empfehlungen dieser Reihe entsprechend (Dierschke 2020; n.p.) an den bereits publizierten Übersichten und Tabellen und im Zweifelsfall an der schlankeren Synsystematik orientiert.

Zur Charakterisierung der Pflanzengesellschaften werden die in der Pflanzensoziologie üblichen Merkmale herangezogen: Stetigkeit, Charakterarten (Kennarten), typische Artenkombinationen, Dominanzverhältnisse.

Die Stetigkeit ist nach übereinstimmender Auffassung in der Pflanzensoziologie ein überaus wichtiges Kriterium für die synsystematische Wertung und Gliederung einer Pflanzengesellschaft. Aber auch dieses synthetische Merkmal ist relativ und z. B. von der Größe der pflanzensoziologischen Aufnahmen, der Größe des Bearbeitungsgebietes sowie vom Spektrum der Aufnahmezeiträume abhängig. Die diesbezügliche Diskussion reicht zurück bis BRAUN-BLANQUET (1928; vgl. auch MELZER & WESTHOFF 1942, DIERSCHKE 1994). Wir weisen auch deshalb noch einmal darauf hin, da z. B. BERG et al. (2001, 2004) in aller Regel größere Aufnahmekollektive und längere Zeiträume zugrunde gelegt haben als dies z. B. im Rahmen von universitären Abschlussarbeiten oder Gebietsmonographien, die in wenigen Jahren fertiggestellt werden müssen, möglich wäre. Die Stetigkeit wird im Folgenden konsequent als Prozentangabe mit arabischen Zahlen angegeben, Angaben in römischen Ziffern (BRAUN-BLANQUET 1928) werden entsprechend in Prozentangaben übertragen (Bsp.: Stetigkeit V = 80–100 bzw. 81–100 % Vorkommen in den Aufnahmen einer oder mehrerer Tabellen). Spannen innerhalb der Tabellen deuten auf regionale Unterschiede in der Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art hin.

Den Begriff *Kennart* oder *Charakterart*, der in der Pflanzensoziologie dazu dient, eine in Bezug auf eine betrachtete Sippe höhere Stetigkeit gegenüber (allen) anderen Syntaxa derselben Rangstufe innerhalb einer Formation zum Ausdruck zu bringen, verwenden wir in dieser Publikation im ursprünglichen Sinne und in Übereinstimmung mit den von Dierschke (2020, n.p.) überarbeiteten Empfehlungen für diese Reihe (vgl. BRAUN-BLANQUET 1928, MELZER & WESTHOFF 1942).

Arten, die für eine Pflanzengesellschaft typisch sind, weil sie hier mit hoher Stetigkeit (50–100 %) vorkommen, werden in dieser Synopsis mit dem Ausdruck „*bezeichnende Arten*“ überschrieben. Dabei kann es sich um Charakterarten, Differentialarten oder auch um Arten handeln, die in Gesellschaften anderer Formationen oder Klassen mit ähnlich hoher oder sogar

höherer Stetigkeit vorkommen (vgl. u. a. *Festuca rubra* inkl. subsp. *litoralis*, *Agrostis stolonifera* inkl. subsp. *maritima* oder auch *Potentilla anserina* im *Armerion*). Die Kombination von Arten mit hoher Stetigkeit ist die typische oder bezeichnende Artenkombination, ähnlich der charakteristischen Artenkombination in RAABE (1981), den diagnostisch wichtigen Arten in WESTHOFF et al. (1993) bzw. der diagnostischen Artenkombination in BERG et al. (2001, 2004).

Die Dominanz ist ein wichtiges Merkmal zur Charakterisierung artenarmer Syntaxa, also im Allgemeinen auch von Salzvegetation und Seegraswiesen. Als dominant bezeichnen wir im Folgenden eine Art mit mehr als 50 % Deckung oder mit geringerer Deckung, falls der Wert im Vergleich zur Deckung der übrigen Arten im Bestand der höchste ist. Wenn zwei Arten gleich hohe Deckungswerte in einem Vegetationstyp aufweisen, sind sie kodominant. Arten mit Deckungen von 15 bis 50 % sind subdominant, sofern mindestens eine Art mit höherer Deckung vorkommt. Das *Salicornietum strictae* z.B. löst sich zur See hin häufig in immer kleinere und ausgedünnte Einartbestände auf, während die Gesellschaft im Übergang zum *Puccinellion* artenreicher wird; *Salicornia stricta* (syn. *S. dolichostachya* bzw. *S. procumbens* subsp. *strictissima* in MÜLLER et al. 2021) gibt als dominante Art dennoch den Ausschlag für die Zuordnung eines Bestandes zur Assoziation, auch wenn sie in anderen *Thero-Salicometea*- und *Puccinellion*-Gesellschaften oder im *Spartinetum townsendii* regelmäßig anzutreffen ist.

Für die Identifizierung der Pflanzengesellschaften im Gelände und Kartierungsarbeiten sind vor allem typische Artenkombinationen und Dominanzverhältnisse entscheidend.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen orientiert sich an der Euro+Med Plantbase (EURO+MED 2022) und ausgewählten Floren und Grundlagenwerken, z. B. dem *Rothmaler* (JÄGER 2017 bzw. MÜLLER et al. 2021), BUTTLER et al. (2018) sowie WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

Bei *Festuca rubra* in Salzwiesen handelt es sich meistens um die Subspezies *litoralis*, bei *Agrostis stolonifera* um *A. stolonifera* subsp. *maritima*, bei *Elymus repens* zumindest an der Nordsee häufig um *E. repens* subsp. *littoreus* und bei *Lotus corniculatus* agg. um *Lotus tenuis*. Aber zum einen ist das nicht zwingend der Fall, zum anderen wurden die Sippen nicht immer unterschieden. Aus diesem Grund haben wir in den Tabellen meistens die Art oder Sammelart angeführt.

In einigen Fällen wurden zusätzliche Floren oder Publikationen mit Hinweisen zur Idiotaxonomie verwendet (z. B. HAMANN & GARNIEL 2002 u. a.). Gelegentlich lohnt sich auch ein Blick in alte Floren und Kartenwerke, um Veränderungen abschätzen zu können. Schon die qualitativen Angaben *häufig* oder *selten* liefern teilweise sehr interessante Hinweise auf Veränderungen. Zu diesem Zweck wurden u. a. die Floren von PRAHL (1888) und CHRISTIANSEN (1961) für Schleswig-Holstein und von BUCHENAU (1936) für Niedersachsen gesichtet. Zu den Kartenwerken, die genutzt wurden, gehören die Arbeiten von PERRING & WALTERS (1962), HULTÉN (1971), RAABE (1987), KLOSS & SUCCOW (1966), RAABE et al. (1982), GARVE (2007) und die aktuellen Verbreitungskarten in FloraWeb vom BfN (www.floraweb.de, Zugriff am 03.03.2022) sowie NETPHYD & BfN (2013) für Deutschland und EURO+MED (2022) für Europa und angrenzende Gebiete.

Für die synsystematische Gliederung der Salzvegetation in Deutschland gibt es bereits sehr detaillierte und umfassende Übersichtsarbeiten mit genauen Stetigkeitsangaben (vgl. FRÖDE 1957/58, WIEMANN & DOMKE 1967, KRISCH 1974, HÄRDITZLE 1984, GLAHN 1986, DIERSSEN et al. 1988, PREISING et al. 1994, TÜXEN 1991, POTT 1995, WOLFRAM 1996, PASSARGE 1999, RENNWALD 2000, BERG et al. 2001, BERG et al. 2004, MUCINA et al. 2016, BERGMEIER 2020). Auf binnenländische Salzstellen beziehen sich u. a. die Publikationen von ALTEHAGE & ROSSMANN (1939), BÜCKNER (1954), CHRISTIANSEN & STEINBERG (1956), KRISCH (1968), CORDES (1974), BOBROWSKI (1978), PUSCH et al. (1997), BRANDES (1980), ANDRES (1999), RAABE (1999), RAABE & LIENENBEKER (2004) sowie PIERNIK (2005). Letztere wurden zu Vergleichszwecken gesichtet. In der vorliegenden Synopsis konnte deshalb davon abgesehen werden, eine Gesamtdarstellung mit sämtlichen Stetigkeitsverhältnissen für alle vergesellschafteten Arten zu erarbeiten.

Mit Blick auf die Synsystematik, Syntaxonomie und Ökologie der Salzvegetation wurden zudem Publikationen mit den entsprechenden Aufnahmen, Tabellen und ökologischen Erkenntnissen aus den Nachbarländern zu Rate gezogen (u. a. CHAPMAN 1950 und 1959, PIOTROWSKA 1974, REBASSO 1975, WESTHOFF & DEN HELD 1975, SCHAMINÉE et al. 1998, SCHAMINÉE & HENNEKENS 2003, HULISZ et al. 2016). Christian Berg, Universität und Botanischer

Garten in Graz, stellte uns dankenswerterweise Aufnahmematerial der Salzwiesen in Mecklenburg-Vorpommern zur Verfügung, das bereits als Grundlage zur Bearbeitung der Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns verwendet wurde (BERG et al. 2001, POLTE 2004a, b).

Die genannten Publikationen und viele andere mehr zeichnen sich durch profunde Kenntnis und Überprüfung der Regeln zur Syntaxonomie entsprechend dem ICPN (vgl. THEURILLAT et al. 2021) aus. Diese stimmen in Bezug auf die Synsystematik innerhalb der Klassen und Autorenschaften inzwischen weitgehend überein. Wir geben daher in aller Regel lediglich den Stand der Diskussion wieder.

Die deutschen Namen der Pflanzengesellschaften orientieren sich an DIERSSEN et al. (1988), PREISING et al. (1994) und BERG et al. (2004). Sie sind allerdings nicht festgelegt und wurden z. T. leicht abgewandelt.

Die Reihenfolge der in dieser Synopsis behandelten Gesellschaften orientiert sich an der soziologischen Progression, die tendenziell mit einer Zunahme der Pflanzenartenvielfalt und der landschaftsökologischen Abfolge von submerser Vegetation über regelmäßig überflutete Zonen bis zum Supralitoral einhergeht (vgl. BRAUN-BLANQUET 1928).

In Anbetracht der enormen Fülle bereits publizierter pflanzensoziologischer Beschreibungen, Aufnahmen und Tabellen war es möglich, in der vorliegenden Synopsis besonders auf vegetationsgeographische Gradienten und Unterschiede einzugehen. Neben einer floristischen Kennzeichnung der betrachteten Pflanzengesellschaften war es uns vor allem ein Anliegen, regionale Unterschiede an der Nord- und Ostseeküste herauszuarbeiten und vegetationsgeographische Aspekte in Bezug auf die ökologischen Bedingungen wie z. B. Salzgehalte oder Gezeiten und Nutzungshistorie zu analysieren. In einer das gesamte Untersuchungsgebiet umfassenden Übersicht mit gemittelten Stetigkeitsangaben wäre es kaum möglich, regionale Unterschiede und Gradienten angemessen darzustellen.

Unterschiedliche Systeme wie die Kategorisierung der Habitate nach EUNIS, die Gliederung der Lebensraumtypen nach der FFH-Richtlinie, der Habitate der Roten Liste für Europa (JANSSEN et al. 2016) und das pflanzensoziologische System sind nur bedingt zu parallelisieren, auch wenn sie teilweise dieselben Ziele verfolgen.

Kurzum, dem auf aktuelle Entwicklungen, Monitoringprogramme und praktischen Schutz der Küstenökosysteme bezogenen empirisch-analytischen Ansatz der Pflanzensoziologie im Sinne der Braun-Blanquet-Schule haben wir höchste Priorität eingeräumt, weil dieser herausragende Möglichkeiten der Differenzierung bietet.

Im Text benutzen wird zumeist das generische Maskulinum, in seltenen Fällen auch die weibliche und männliche Form. Wenn also von Landwirten, Autorenschaft oder Autorinnen und Autoren die Rede ist, sind stets alle Geschlechter, Lebensentwürfe und Orientierungen, die sich dahinter verbergen könnten, gemeint, auch wenn die – gelegentlich dünnhäutig geführte – Debatte um Gendergerechtigkeit im Zusammenhang mit Küstenvegetation nicht die ganz große Rolle spielen dürfte.

Sämtliche Quellenangaben sind am Ende der Synopsis zusammengefasst. Die Fotos in Abbildungen 9, 11, 13 und 14 wurden von W.H. aufgenommen, die übrigen und die Montage in Abbildung 16 wurden von C.H. angefertigt.

IV. Gliederung und Kurzdarstellung der Vegetation

1. *Zosteretea marinae* Pignatti 1953 Seegraswiesen

1.1 *Zosteretalia marinae* Béguinot 1941 ex Pignatti 1953 Seegraswiesen

1.1.1 *Zosterion marinae* Christiansen 1934 ex Pignatti 1953 Seegraswiesen

Sippensystematik und Syntaxonomie

Zostera marina (*typica*, var. *genuinea* oder subsp. *marina*), *Z. angustifolia* und *Z. noltii* sind nach derzeitigem Kenntnisstand die einzigen im Bearbeitungsgebiet vorkommenden Taxa innerhalb der Gattung (VAN LENT & VERSCHUURE 1994, WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998, FREDERIKSEN et al. 2012, JÄGER 2017, EURO+MED 2022).

Zostera angustifolia wird überwiegend als Synonym für *Z. stenophylla* (Hornem.) Rchb., *Z. hornemanniana* Tutin und *Z. marina* subsp. *angustifolia* (Hornem.) Lemke (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) angesehen. In der dänischen Flora von FREDERIKSEN et al. (2012) wird die Sippe als eigenständige, gut determinierbare Art geführt, und auch in EURO+MED (2022) ist sie als vorläufig akzeptierte Art gelistet. Der taxonomische Rang wird zwar immer noch diskutiert (RODWELL 2000), unabhängig davon ist aber festzustellen, dass die Sippe in aller Regel auch im Gelände und mit Lupe morphologisch eindeutig anzusprechen ist und die von ihr dominierten Seegraswiesen ökologisch und physiognomisch gut von den beiden anderen Assoziationen zu unterscheiden sind.

Zostera noltii Hornem. und *Z. nana* Roth 1827 sind synonym. Teils findet sich auch der wissenschaftliche Artnamen *noltei* (als Genitiv von Nolte), so u. a. in MÜLLER et al. (2021: *Zostera noltei*). Weithin gebräuchlich ist allerdings der Artnamen *noltii*, der als Genitiv der latinisierten Form *Nollius* zu betrachten ist (vgl. *Gerard*, *Gerardius* und *Juncus gerardii*). Wir möchten die diesbezügliche Diskussion über die korrekte Schreibweise nicht unnötig strapazieren und betrachten beide Formen sowohl in Bezug auf die Art als auch im Hinblick auf die Assoziation für möglich.

DEN HARTOG (1975) hat angeregt, die in Europa vertretenen Seegras-Gesellschaften drei separaten Klassen zuzuordnen, den *Zosteretea*, *Halodulo-Thalassietea* und *Posidonietae*.

Der von PIGNATTI (1953) beschriebenen Klasse der *Zosteretea* liegt die Charakterisierung der von BÉGUINOT (1941) aufgestellten Ordnung zugrunde. Dichte Seegraswiesen mit Dominanz von *Zostera*-Arten weisen auf die Zuordnung zur Klasse, zur Ordnung, zum Verband und zur jeweiligen Assoziation hin.

Ältere gleichlautende Namen des *Zosterion (marinae)* von CHRISTIANSEN (1934) und BRAUN-BLANQUET & TÜXEN (1943) hat PIGNATTI (1953) validiert. Die Klasse wurde aufgrund von Analysen in küstennahen Flachwasserzonen des Adriatischen Meeres beschrieben.

In Bezug auf die Gliederung der Klasse mit einer einzigen Ordnung folgen wir hier den Ausführungen in PIGNATTI (1953; vgl. auch BERG et al. 2004). Nach MUCINA et al. (2016) und BERGMEIER (2020) wären die beiden Assoziationen *Zosteretum noltii* und *Zosteretum marinae* jeweils einem eigenen Verband zuzuordnen – dem *Nanozosterion noltii* bzw. dem *Zosterion marinae*. Diese Unterteilung ist pflanzensoziologisch und ökologisch gut nachvollziehbar. Wenn man allerdings von drei Assoziationen ausgeht und das *Zosteretum stenophyllae* mit der Kenn-Unterart *Zostera marina* subsp. *angustifolia* dem *Nanozosterion noltii* zuordnen würde, weil die eulitoralischen Seegrasbestände hier zusammengefasst werden, könnte das mit Blick auf die Namen der Taxa und Syntaxa zu Verwirrung führen.

Im Hinblick auf die Unterscheidung von Assoziationen herrscht bis heute weitgehend Uneinigkeit. Wir erachten es im Sinne zukünftiger Veränderungen und Monitoringprogramme allerdings für sehr wichtig, die in Mitteleuropa und Deutschland vorkommenden drei Taxa innerhalb der Gattung *Zostera* und die entsprechenden Assoziationen sorgfältig zu unterscheiden.

Die von HARMSSEN (1936) publizierten Beobachtungen zur Unterscheidung der *Zostera*-Sippen und auch in ökologischer Hinsicht interessanten Darstellungen können dafür als Grundlage dienen (vgl. BEEFTINK 1968).

In Übereinstimmung mit HARMSSEN (1936), BEEFTINK (1968) und HOBOHM (1993) sind drei Assoziationen gut voneinander zu unterscheiden, das *Zosteretum marinae* Harmsen 1936, das *Zosteretum stenophyllae* Harmsen 1936 (*Zosteretum marinae stenophyllae*) und das *Zosteretum nanae* Harmsen 1936 (*Zosteretum noltii*).

Das *Zosteretum marinae* wird durch die Dominanz von *Zostera marina* subsp. *marina* charakterisiert. Bei abnehmendem Salzgehalt in der östlichen Ostsee geht das *Zosteretum marinae* Mecklenburg-Vorpommerns in das *Zostero-Furcellarietum fastigiatae* Kornas in Kornas et al. 1960 (vgl. BERG et al. 2004) über. Da es bislang nur wenig und insbesondere kaum vergleichendes Tabellenmaterial für diese Bestände in der südlichen und östlichen Ostsee gibt, muss die Frage offen bleiben, ob die Seegraswiesen in der Ostsee einem ökologisch weit gefassten *Zosteretum marinae* oder einige davon dem eher östlich verbreiteten *Zostero-Furcellarietum* zuzurechnen sind. Wir gehen hier in Übereinstimmung mit BERG et al. (2001, 2004) von einer eher weit gefassten und großräumig verbreiteten Assoziation aus.

Verbreitung

Seegräser (i.w.S.) sind die einzigen aquatischen Angiospermen, die die Flachwasserbereiche der Weltmeere erschlossen haben. Die im Sublitoral von Küstengewässern siedelnden Seegräser haben sich ihren marinen Lebensraum wahrscheinlich bereits während der Kreidezeit erschlossen, also vor rund 100 Millionen Jahren (DEN HARTOG 1970).

Arten der Gattung *Zostera* kommen im küstennahen Flachwasser im Sublitoral und Eulitoral sowie an entsprechenden Standorten salzreicher Binnenmeere vor. Sie sind von der südlichen Arktis (Nordpazifik bis Südalaska, SW-Grönland, südliche und westliche Hudsonbay, Island) bis in mediterrane Regionen (Algerien, Griechenland, Südkorea, Südjapan) verbreitet. Im mediterranen Raum tritt zusätzlich *Posidonia oceanica* in den Beständen auf (WOLFF 1988). *Zostera noltii* hat isolierte Vorkommen im Kaspischen Meer sowie im Aralsee. Die Populationen in Japan werden von einigen Autoren als *Z. japonica* getrennt (HULTÉN & FRIES 1986).

Im Sublitoral der südlichen und östlichen Nordsee gibt es heutzutage keine Seegraswiesen mehr. Im Wattenmeer der Nordsee mit einer Küstenlänge von etwa 500 km und einer mittleren Breite von 16 km fällt etwa die Hälfte der Flächen bei Niedrigwasser trocken. Hier sind die beiden eulitoralischen Assoziationen verbreitet.

An der Nordsee sind es heutzutage überwiegend schmalblättrige Sippen von *Zostera angustifolia* und *Z. noltii*, die größere Flächen bedecken, an der Ostsee ist es fast ausschließlich die breitblättrige *Z. marina*. *Zostera noltii* kommt in der Ostsee vom Skagerrak bis nach Mecklenburg-Vorpommern vereinzelt vor, sie wird mit abnehmendem Salzgehalt aber zunehmend seltener und tritt an der deutschen Ostseeküste vermutlich nirgends als dominante Art in Erscheinung.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Die Assoziations-Charakterarten innerhalb der *Zosteretea* sind in aller Regel zugleich die dominierenden und einzigen Arten mit hoher Stetigkeit (Tab. 1).

Ökologie

Seegraswiesen sind häufig artenarm oder einartig und schwach strukturiert. Vergesellschaftete Makroalgen wurden allerdings häufig nicht miterfasst.

Jüngere Untersuchungen belegen eine beträchtliche genetische Variabilität der Bestände (REUSCH 2002, 2003) sowie fleckenhafte Verteilungsmuster als Folge einer ungleichmäßigen Samenverteilung (OLESON et al. 2004). Salinität, Temperaturen, Licht, die Zersetzung der Soberflächen des Seegrases sowie anoxische Bedingungen im Sediment beeinflussen den Keimungs- und Ansiedlungserfolg (ORTH et al. 2000, ZIMMERMAN 2007). Schwimmende Früchte und Sproßabschnitte werden über größere Distanzen verdriftet. REUSCH (2002) ermittelte Entfernungen von über 50 Kilometern.

Tabelle 1. Gliederung der *Zosteretea*-Gesellschaften mit Assoziations-Kennarten und deren bevorzugtem Lebensraum (Stetigkeit jeweils 100 %, nur Gefäßpflanzenarten; DIRCKSEN 1968, MICHAELIS et al. 1971, SCHWABE 1972, SCHAIBLE in SCHWABE 1983, HOBOHM 1993, BERG et al. 2001, 2004).

K *Zosteretea marinae*, O. *Zosteretalia marinae*, V *Zosterion marinae*

C: *Zostera* div. spec.

	Lebensraum	Nordsee	Ostsee
<i>Zosteretum nanae</i>	Eulitoral, weniger nass als im <i>Zosteretum angustifoliae</i>	<i>Zostera noltii</i> (<i>Z. noltei</i> , <i>Z. nana</i>)	
<i>Zosteretum angustifoliae</i>	Eulitoral, nasser als im <i>Zosteretum nanae</i>	<i>Zostera angustifolia</i> (<i>Z. stenophylla</i> , <i>Z. hornemanniana</i>)	
<i>Zosteretum marinae</i>	Sublitoral		<i>Zostera marina</i> (<i>Z. marina</i> subsp. <i>marina</i>)

Das saisonal schwankende Wachstum der *Zostera*-Arten und ihrer Epiphyten, der Export von Phytomasse, der unterschiedlich starke Abbau der von *Zostera*-Arten gebildeten toten organischen Substanz durch Mikroorganismen sowie die Sedimentation in den Seegrasbeständen variieren zeitlich und räumlich. Die Bestände in Niedersachsen, um Neuwerk-Scharhörn (Hamburg) und in Schleswig-Holstein zeigen saisonale und mehrjährige Fluktuationen in der Flächenausdehnung, wobei nicht immer leicht zu entscheiden ist, welches die Ursachen sein mögen. Dies gilt auch für sublitorale Seegrasbestände der Ostsee, die lokal oder regional für längere Zeit – vermutlich infolge erhöhter Nährstoffeinträge – von Algen überwuchert oder ganz verdrängt werden können.

In jüngerer Zeit ist die Analyse der Stoffflüsse und Nahrungsnetze um Mikrobiom-Untersuchungen und Experimente mit stabilen Isotopen erweitert worden (MATEO et al. 2006). Insgesamt sind Seegras-Bestände räumlich wie zeitlich variable Systeme mit einer oberirdischen Produktion zwischen 0,003 und 15 g Trockengewicht pro m² und Tag. In Bezug auf die Kohlenstoffaufnahme liegen die Werte zwischen 0,1 und 18,7 g pro m² und Tag, wobei die täglichen Produktionsleistungen zumeist in der Größenordnung von 1–2 g m⁻² liegen. Dazu tragen die Seegräser selbst zu 24–38 % bei, benthische Makroalgen mit Werten um 33–42 % und Seegras-Epiphyten mit Werten zwischen 20 und 60 %. Letztere dürften gemeinsam mit Mikroalgen in den organischen Sedimenten (18–56 %) vor allem an eutrophen Standorten der höchste Anteil an der Gesamtproduktivität der Systeme zukommen (MATEO et al. 2006). Zugleich bildet der von ihnen aufgebaute Biofilm eine physikalische Barriere für die *Zostera*-Pflanzen bezüglich der Lichtabsorption, des Gas- und speziell CO₂-Austausches sowie der Nährstoffaufnahme (SAND-JENSEN 1977, VAN MONTREFRANS et al. 1984).

Seegräser in Ästuaren und Küstenökosystemen sind Schlüsselarten für Nahrungsnetze (CHARMAN 1977 und 1979). Ihre Bestände bilden Lebensräume für *Porifera*, *Cnidaria*, *Bryozoa* sowie *Molluska*, *Annelida*, *Arthropoda*, epiphytische Algen und Mikroorganismen. In Schwärmen auftretende Jungfische, unter anderem kommerziell bedeutsamer Arten nutzen die Bestände. Für Seevögel wie Ringelgans (*Branta bernicla*) und Pfeifente (*Anas penelope*) ist der Lebensraum vor allem im Frühling und Herbst wichtig für die Nahrungsaufnahme (HECK et al. 2003).

Die herausragende Bedeutung der Seegraswiesen als Strukturelement und Nahrung für ziehende Seevögel wird von den verschiedenen Roten Listen und Kartieranleitungen (GUBBAY et al. 2016, LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2021, VON DRACHENFELS 2021, LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 2013 und 2011, BRANDT & ENGELSCHALL 2011) gleichermaßen herausgestellt.

Veränderungen und Naturschutz

Seegras wurde als Pack- und Polstermaterial, zum Füllen von Matratzen, zur Dämmung und Hausisolierung und vor 1857 auch zum Deichbau verwendet. Auf Læsø im Norden Dänemarks und auf einigen anderen Inseln wurden Dächer mit Seegras abgedeckt. Diese Tradition wird heutzutage nur noch bei wenigen historischen Gebäuden aus Gründen des Denkmalschutzes fortgeführt (OSTENFELD 1908, PREISING et al. 1994, SCHORIES et al. 1997, KATWIJK 2000, KOLBE 2006, PALING et al. 2009, MÜLLER et al. 2021; Abb. 1).



Abb. 1. Denkmalgeschütztes Haus auf Læsø im Norden Dänemarks mit Abdeckung aus Seegras (*Zostera marina* subsp. *marina*). Im Laufe der Zeit, wenn die Zersetzung von *Zostera* voranschreitet, entwickelt sich hier eine an Nitrophyten und Ruderalarten reiche Ausbildung des *Atriplicetum littoralis*.

Die Seegraswiesen der Nordsee und Ostsee haben sich in den vergangenen hundert Jahren ganz unterschiedlich entwickelt. Im Bereich des Wattenmeeres sind darüber hinaus die eulitoralen und sublitoralen Bestände zu unterscheiden.

In den 30er Jahren des vergangenen Jahrhunderts sind die Seegrasbestände vor allem im Eulitoral Nordamerikas und Westeuropas zeitweilig um bis zu 90 % zurückgegangen. Dieser Rückgang geht auf einen Massenbefall durch den Protisten *Labyrinthula zosterae* zurück. Die Annahme, dieser Einzeller leite nur einen sekundären Abbau seneszenten Gewebeabschnitte ein, gilt als widerlegt (RALPH & SHORT 2002). Noch nicht vollends geklärt ist, welche Bedingungen *Labyrinthula*-Epidemien auslösen oder verstärken. Offensichtlich besteht eine Wechselbeziehung zwischen vermehrtem Auftreten von Epidemien und anthropogenem Stress. In den sublitoralen Zonen der Nordseewatten haben sich die Bestände von ihrem Einbruch in den 30er Jahren des vergangenen Jahrhunderts nicht erholt (DEN HARTOG & POLDERMANN 1975, SHORT & WYLLIE-ECHEVERRIA 2000, RALPH & SHORT 2002, SANTOS et al. 2019, DRACHENFELS 2021).

MICHAELIS et al. (1971: 93) weisen darauf hin, dass es im Königshafen von List auf Sylt nach Beschreibungen in NIENBURG (1927) und WOHLLENBERG (1935) vom Sublitoral bis zum unteren Eulitoral durchgehende Seegraswiesen von *Zostera marina* „in ihren damals unterschiedenen Varietäten“ mit der „var. *genuinea*“ und der „var. *stenophylla*“ gegeben hat.

Die sublitoralen Bestände des *Zosteretum marinae* sind im Bereich des Wattenmeeres bis heute nicht zurückgekehrt. Von DRACHENFELS (2021: 118) geht davon aus, dass „rezente Vorkommen in Niedersachsen zweifelhaft“ sind. Einzelne Pflanzen der breitblättrigen Unterart *Zostera marina* ssp. *marina*, die bezeichnend für die submersen Bestände ist, können heutzutage durchaus vital auch im Bereich des Wattenmeeres entdeckt werden, und zwar dort, wo das Wasser für längere Zeit klar ist, nach eigener Anschauung z. B. gelegentlich in eingedeichten Prielen bzw. Gräben auf den Halligen oder in den Niederlanden auch landseits vor dem Abschlussdeich des Rheins.

Die eulitoralen Bestände waren insgesamt weniger betroffen. Ein abgeschwächter Rückgang der eulitoralen Seegras-Bestände vollzog sich während der Mitte der 1960er Jahre in den südlichen Abschnitten des Wattenmeeres (MICHAELIS 1987), während sie in Nordfriesland sogar leicht zunahmen (REISE et al. 1989).

Auch für die Flachwasserzonen der deutschen und dänischen Ostseeküste, die über große Zeiträume und bis in größere Tiefen deutlich klarer als die Nordsee ist, wird ein Rückgang der Bestände von 25–50 % im Laufe der vergangenen 100 Jahre angenommen, da *Zostera marina* regelmäßig nur noch bis in eine Tiefe von (3) 4–5 m vorkommt, nicht mehr aber bis 10 oder sogar 11 m Wassertiefe (vgl. die Angaben zu den „submerged rooted plant communities“ mit den Nr. 15, 24, 28 und 36 in den fact sheets zur Roten Liste der Habitats der Ostsee, GUBBAY et al. 2016). Aufgrund des Salzgehaltgradienten kam und kommt die Gattung *Zostera* ohnehin nahezu ausschließlich in der westlichen und südlichen Hälfte der Ostsee vor.

Der Rückgang der Bestände in der Ostsee ging sehr kontinuierlich vor sich und ist deshalb nicht im Zusammenhang mit einer Epidemie zu sehen.

Damit dürfte der Verlust im Vergleich zu der Zeit vor 1930 bei den submersen Beständen des *Zosteretum marinae* in Deutschland bei 50–75 % liegen. Nimmt man das Wattenmeer und die Ostsee mit seinen Anrainerstaaten insgesamt in den Fokus, dann ist von einer ähnlichen Größenordnung auszugehen.

Ein Schlüsselfaktor für räumliche und zeitliche Muster der Bestandsschwankungen ist die Lichtlimitierung. Zu den auslösenden bzw. verstärkenden Ursachen gehören neben der Eutrophierung anthropogene Turbulenzen, die zu einem Anstieg des Anteils partikulärer Substanzen im Wasserkörper führen (DEN HARTOG & POLDERMANN 1975, ESSINK 1984, LAANE & WOLF 1984, JONGE & JONG 1992, REISE 1994a, MATEO et al. 2006).

In eutrophen Flachwasserabschnitten als Folge von Phytoplankton-Blüten sowie ein verstärktes Auftreten epiphytischer Algen beeinträchtigen die Vitalität und Produktivität der *Zostera*-Bestände ebenso wie Sulfid-Stress und Sauerstoffmangel in der Rhizosphäre (BORUM & SAND-JENSEN 1996). Die aus Kartierungen abgeleiteten Populationsgrößen können beträchtlich schwanken, wie LAUX (1988) für die Watten der Hallig Süderoog belegt hat. Verstärkend mögen sich erhöhte Turbulenzen auswirken, lokal als Folge der bis in jüngste Zeit massiven Auswirkungen von wirtschaftlichen Aktivitäten und Küstenschutzmaßnahmen. Ein zunehmender Anstieg partikulärer Substanzen im Wasserkörper mag Eutrophierungseffekte verstärken bzw. zusammen mit der hohen Nährstofffracht zu einer sehr starken Trübung des Wasserkörpers beitragen (LAANE & WOLF 1984, ESSINK 1984, DE JONGE & DE JONG 1992).

Die Interferenz potenziell fördernder und hemmender Bedingungen für die künftige Bestandentwicklung lässt sich derzeit nur schwer prognostizieren. Daher ist ein kontinuierliches Monitoring der Bestände unter Berücksichtigung von Störgrößen notwendig.

Eutrophierung, Trübung und Lichtlimitation durch Einträge aus den Flüssen, wühlende Tätigkeiten am Meeresboden und in den Häfen, Verbringung von Baggergut aus den großen Flüssen haben insbesondere in der Nordsee dazu beigetragen, dass sublitorale Seegraswiesen bis heute nicht zurückkehren konnten (DEN HARTOG 1970, LARKUM et al. 2006, ASMUS & ASMUS 2017).

Es ist zu vermuten, dass sich die Situation deutlich entspannen würde, wenn man eine Verbesserung der Wasserqualität im Hinblick auf eine Minimierung der Trübung und somit Verbesserung des Lichtklimas in beiden Meeresgebiete endlich mit hoher Priorität auf die politische Agenda setzen und entsprechende Gegenmaßnahmen einleiten würde.

1.1.1.1 *Zosteretum marinae* Harmsen 1936 Ges. des Echten Seegrases im Sublitoral (inkl. *Zostero-Furcellarietum fastigiatae* Kornas in Kornas et al. 1960)

Verbreitung

Zostera marina (subsp. *marina*) und das *Zosteretum marinae* (inkl. des *Zostero-Furcellarietum*) sind in Europa von der submeridionalen bis in die boreale Zone verbreitet. Die Verbreitungsgrenze in der Ostsee erreicht die Art im α -mesohalinen Bereich in SW-Finnland bei einer unteren Salinitätsgrenze, die etwa mit der 6 ‰ Isohaline korrespondiert. Entlang der Atlantiküste reicht das Areal der Gesellschaft bis in die Gewässer der Gironde in SW-Frankreich (GÉHU 1975).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Dominanzbestände von *Zostera marina* (subsp. *marina*) sind charakteristisch für das *Zosteretum marinae*. Am Boden haftende Makroalgen, die Hartsubstrate wie Muscheln oder kleine Steine benötigen, kommen gelegentlich vor, auch wenn diese im Aufnahmematerial häufig nicht systematisch miterfasst wurden. Grundsätzlich aber hängt der Deckungsanteil der Makroalgen von der Menge an Hartsubstrat ab, welche zur Besiedlung zur Verfügung steht, wobei die beiden *Zostera*-Arten eher etwas flacheres Wasser bevorzugen.

Characeen, Braunalgen (z. B. *Chorda filium*, *Fucus vesiculosus*), Grünalgen (insbes. *Enteromorpha* div. spec.), Rotalgen (z. B. *Polysiphonia nigrescens*, *Furcellaria fastigiata*) sowie *Ruppia*-Arten, *Zannichellia palustris* ssp. *pedicellata*, *Myriophyllum spicatum* oder *Stuckenia pectinata* (*Potamogeton pectinatus*) sind mit geringer Deckung und Stetigkeit in den Flachwasserzonen der südlichen Ostsee vergesellschaftet (BERG et al. 2001). Nach pers. Mitteilung von Irmgard Blindow (v. 18. 7. 2016) ist *Zostera marina* in den Bodden vor Hiddensee dominant im Wasser etwa zwischen 1,5 und 4 m zu finden, oft vergesellschaftet mit *Stuckenia pectinata*.

Ökologie und Naturschutz

Das Optimum der Verbreitung liegt bei Salzgehalten zwischen 10 und 35 ‰. Überregional sind bzw. waren die Bestände des *Zosteretum marinae* auf lockeren, zumeist etwas schlickigen Sedimenten bis in Wassertiefen von 14 m zu finden (VAN GOOR 1921, KORNAS et al. 1960, SCHWENKE 1969, LAUX 1988). Darüber hinaus kann *Zostera marina* auch steinigem Untergrund und Muschelbänke besiedeln, sofern die Pflanzen dort wurzeln können. Die Untergrenze wird überwiegend durch die Lichttransparenz des Wasserkörpers bestimmt.

Das vorrangige Ziel zum Schutz sublitoraler *Zostera*-Rasen sollte darin bestehen, vorhandene Bestände zu sichern und möglichst Nettogewinne in der Flächenausdehnung und eine Wiederbesiedlung verlorener Zonen zu ermöglichen. Dies betrifft in der Deutschen Bucht praktisch den gesamten einstigen Lebensraum und in der Ostsee Tiefen unterhalb von etwa 4 bis 5 m. Dazu ist es allerdings notwendig, die Nährstofffracht zu reduzieren, wo immer dies möglich ist, und wühlende Tätigkeiten – Grundfischerei, Baggertätigkeiten – und damit die Belastung durch Trübstoffe drastisch herunterzufahren, um eine positive Bilanz der Photosynthese langfristig auch wieder in größerer Tiefe gewährleisten zu können (DEN HARTOG 1987, DEN HARTOG & KUO 2006). An der Ostsee werden zudem viele Flachwasserzonen durch Wassersport genutzt (z. B. durch Surfer). Zonen mit gut erhaltenen Beständen sollten daher gesperrt werden, um betroffenen Populationen eine langfristige Überlebensperspektive zu geben. Hiervon würden zugleich mit *Zostera*-Beständen assoziierte, aber heute gleichermaßen extrem seltene Wirbellosen-Arten wie der subhydrisch und in Brackwasser lebende Seegraskäfer (*Macroplea mutica*, Familie *Chryso-melidae*) profitieren.

1.1.1.2 *Zosteretum stenophyllae* Harmsen 1936
Ges. des Schmalblättrigen Seegrases im Eulitoral
(syn. *Zosteretum marinae stenophyllae* Harmsen 1936, *Zosteretum angustifoliae*, *Zosteretum nano-stenophyllae* Den Hartog 1958 pp.)

Verbreitung

Auch wenn *Zostera marina* s.l. eine große Verbreitung hat und die Unterarten vielfach nicht unterschieden werden, so ist doch davon auszugehen, dass die Gesellschaft, die durch *Z. angustifolia* (*Z. marina* subsp. *angustifolia*) charakterisiert wird, einen ihrer Verbreitungsschwerpunkte im nördlichen Wattenmeer hat. Nach der Euro+Med Plantbase (EURO+MED 2022) ist diese Sippe im Vergleich zu *Z. marina* (subsp. *marina*) und *Z. noltii* diejenige mit der kleinsten geographischen Verbreitung – Balkanhalbinsel bis Irland und NW-Russland. Möglicherweise hängt dies aber auch damit zusammen, dass die Sippen bislang nicht hinreichend unterschieden wurden.

Besonders in Schleswig-Holsteins und im Wattenmeer Dänemarks ist das *Zosteretum stenophyllae* noch einigermaßen verbreitet anzutreffen. Die größten Bestände innerhalb Deutschlands befinden sich aktuell im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. In der Ostsee kommt die Gesellschaft nicht vor.

Überregional sind die eulitoral Bestände der Gesellschaft viel seltener als die permanent im Flachwasser lebenden Bestände des *Zosteretum marinae*. Auf den regelmäßig trockenfallenden Wattflächen ist das *Zosteretum stenophyllae* eher in den nassen Mulden zu finden, während das *Zosteretum noltii* nur wenig höher gelegene Flächen besiedelt. Gelegentlich sind beide Assoziationen miteinander verzahnt.

Auch die von *Zostera noltii* im Wattenmeer der Nordsee dominierten Seegraswiesen wurden in seltenen Fällen und fälschlicherweise dem *Zosteretum stenophyllae* bzw. einem noch weiter gefassten *Zosteretum marinae* zugeordnet, weil Dominanzbestände von *Z. angustifolia* und *Z. noltii* auch eng benachbart vorkommen.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Charakteristisch sind Dominanzbestände von *Zostera angustifolia*. Die von dieser Art oder Unterart dominierten Seegraswiesen sind in aller Regel einartig. Weitere Gefäßpflanzenarten sind nur höchst selten vergesellschaftet. Dazu gehören nach eigener Anschauung u. a. *Spartina townsendii* agg., *Salicornia stricta* sowie *Zostera noltii* (vgl. SCHAIBLE in SCHWABE 1983).

Ökologie und Naturschutz

Auch wenn die Pflanzen bei Niedrigwasser nicht mehr vom Meer bedeckt sind, müssen sie doch stets so durchfeuchtet bleiben, dass sie bei Niedrigwasser auch im Sommer keine Trockenschäden erleiden. Sie bevorzugen daher sehr flache Mulden. Das *Zosteretum stenophyllae* ist wie die folgende Assoziation (*Zosteretum nanae*) im Wattenmeer vorwiegend innerhalb feuchter Schlick-, Misch- und Sandwatten zu finden. Sie besiedelt hier die etwas tiefer gelegenen, nassen Mulden.

Wie bereits in HARMSSEN (1936) detailliert beschrieben, sterben die Blätter von *Zostera angustifolia* und *Z. nana* im Herbst ab, sofern sie bis dahin nicht bereits von Vögeln (z. B. Meergänse) quantitativ abgeerntet sind, und die Pflanzen treiben zu Beginn der Vegetationsperiode aus den Rhizomen neu aus, falls ein strenger Winter nicht auch diese vernichtet hat.

Monitoringprogramme sollten eine eindeutige und flächenscharfe Trennung dieser und der folgenden Assoziation und damit die Erfassung zukünftiger Veränderungen gewährleisten.

1.1.1.3 *Zosteretum nanae* Harmsen 1936
Ges. des Zwerg-Seegrases im Eulitoral
(syn. *Zosteretum noltii* oder *Zosteretum noltei*, *Zosteretum nano-stenophyllae*
Den Hartog 1958 pp.)

Verbreitung

Wie auch beim *Zosteretum stenophyllae* ist die Verbreitung der Assoziation nicht zuletzt aufgrund der regional unterschiedlich differenzierten und damit auch nicht immer hinreichend beachteten Sippen nur ungenügend bekannt.

Aber auch bei dieser Assoziation ist davon auszugehen, dass das Wattenmeer einen ihrer Verbreitungsschwerpunkte darstellt. Dominanzbestände von *Zostera noltii* im Sublitoral der Ostsee wurden nach unserer Kenntnis bislang nicht beobachtet, wengleich die Art nach dem Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen an der gesamten deutschen Ostseeküste zerstreut vorkommt (NETPHYD & BfN 2013).

In der Ostsee westlich der Darßer Schwelle ist die Art selten bis zerstreut im flachen Wasser zwischen 0,5 und 1 m Tiefe zu finden. In der Kartieranleitung für Mecklenburg-Vorpommern (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 2011) wird *Z. noltii* als Art der Biotoptypen in der Ostsee nicht erwähnt. Überregional bevorzugt sie den brackwasserbeeinflussten Bereich von geschützten Buchten und Ästuarien.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Zostera noltii bildet im Eulitoral der Nordseeküste zumeist recht unduldsame Einartbestände. Im Wattenmeer sind gelegentlich Kontakte oder Durchdringungen von *Zosteretum nanae*, *Zosteretum stenophyllae*, *Spartinetum anglicae* und *Salicornietum strictae* zu beobachten.

In der Ostsee ist *Z. noltii* eine recht seltene *Ruppiaetea*-Klassencharakterart (BERG et al. 2001 und 2004).

Ökologie und Naturschutz

Dominanzbestände der Art finden sich offensichtlich nahezu ausschließlich auf regelmäßig trockenfallenden schlickigen oder schlickig-sandigen Substraten, zumeist in etwas höherer und nicht ganz so nasser Position wie das *Zosteretum stenophyllae*. Insofern ist die Gesellschaft, die wie alle Seegraswiesen europaweit gesetzlich geschützt sind, natürlicherweise noch stärker standörtlich eingeschränkt, sie ist noch stärker küstengebunden und den entsprechenden anthropogenen Einflüssen ausgesetzt (vgl. GUBBAY et al. 2016 und entsprechende fact sheets, MÜLLER et al. 2021).

Die aktuellen Vorkommen der Gesellschaft in den Wattgebieten gilt es daher als besonders bedeutsam herauszustellen. Die Bestandsentwicklung im gesamten Wattenmeer bedarf weiterhin einer eingehenden Beobachtung.

2. *Potamogetonetea* Klika in Klika & Novák 1941 Wasserpflanzengesellschaften im Brack- und Süßwasser

2.1 *Ruppialia* J. Tx. ex Den Hartog & Segal 1964 nom. cons. sensu Berg et al. 2004 Wasserpflanzengesellschaften im Brackwasser

Syntaxonomie

SCHAMINÉE et al. (2017) belassen die beiden in den Niederlanden vorkommenden Assoziationen *Ruppium maritimae* Gillner 1960 und *Ruppium cirrhosae* (*Chaetomorpha lini-Ruppium cirrhosae* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1952 corr. BERG in DENGLER et al. 204) in Anlehnung an SCHAMINÉE et al. (1995) in der Klasse *Ruppiaetea* mit der Ordnung *Zannichellio-Ruppialia* J. em. Den Hartog 1981 und dem Verband *Ruppion maritimae* Br.-Bl. ex Soó 1941. Die Assoziationen *Ceratophylletum submersi*, *Ranunculetum baudotii* und *Najadatum marinae* werden dagegen dem *Zannichellion*-Verband, den *Zannichellietalia pedicellatae* und damit den *Potamoetea* zugeordnet (vgl. SYNBIOSYS 2021). Einartige oder artenarme Dominanzbestände von *Zannichellia palustris* subsp. *pedicellata* (*Z. pedunculata*) werden entsprechend als Rumpfgesellschaft der Ordnung aufgefasst.

HÄRDTLE (1984) und DIERSSEN (1996) haben vorgeschlagen, auch den Verband *Ruppion maritimae* der Klasse *Potamogetonetea* anzugliedern.

BERG et al. (2004) fassen in der Ordnung *Ruppialia* J. Tx. ex den Hartog & Segal 1964 innerhalb der *Ruppiaetea* zwei Verbände zusammen, das *Charion canescentis* Krausch 1964 und *Ruppion maritimae* Braun-Blanquet ex Soó 1947.

Aufgrund der großen floristischen Ähnlichkeit wäre es nach DIERSSEN (unveröff. Mskr.; vgl. SCHAMINÉE et al. 2017) auch möglich, das *Ranunculetum baudotii* dem Verband *Ranunculion aquatilis* oder *Zannichellion pedicellatae* innerhalb der *Potamogetonetea* einzugliedern, während das *Charion canescentis* eine enge Affinität zur Klasse *Charetea fragilis* aufweist.

Entlang eines abfallenden Salinitätsgradienten in der Ostsee vom Kattgat zum Bottnischen Meerbusen hin ist die floristische Differenzierung der Bestände zwischen den Klassen *Zosteretea*, *Ruppiaetea*, *Charetea* und *Potamogetonetea* naturgemäß zunehmend schwach ausgeprägt und eine klare Abgrenzung schwierig. Die Gliederung auf Klassen- und Ordnungsniveau ist nach wie vor unzureichend begründet, auch wenn die diesbezügliche Diskussion kaum noch stattfindet. *Zostera nolii* ist im Wattenmeer eine Charakterart der *Zosteretea* und in der Ostsee eine Art der *Ruppialia*. *Stuckenia pectinata* kommt an der Ostseeküste bzw. in Mecklenburg-Vorpommern in den vier Einheiten *Zosteretea*, *Ruppialia*, *Charetea fragilis* und *Potamogetonetea* mehr oder weniger regelmäßig, aber keinesfalls durchgehend vor. Und *Chara tomentosa* und *C. aspera* vermitteln zwischen den *Charetea fragilis* und den *Ruppialia* (BERG et al. 2001). Eine überzeugende Lösung der Gliederungskonzepte von artenarmen Syntaxa, die kaum gemeinsame Arten aufweisen, wird vermutlich ohne stärkere Berücksichtigung der ökologischen Bedingungen kaum möglich sein.

Auch die Frage der Zuordnung des *Eleocharitetum parvulae*, einer amphibischen Gesellschaft, die gelegentlich zu den *Ruppiaetea* gestellt wird, ist noch nicht abschließend geklärt (FRÖDE 1957/58, GILLNER 1960, POTT 1992, GÉHU 1993). *Eleocharis parvula* ist in Europa von Südschweden bis in den Mittelmeerraum verbreitet; darüber hinaus existieren stark disjunkte, küstengebundene und binnenländische Vorkommen in Nordamerika und Eurasien. Vorkommen in Mittel- und Südamerika werden zu einer eigenen ssp. *anachaeta* gestellt (HULTÉN & FRIES 1986). Zumindest in N-Amerika sind die artenarmen Bestände floristisch weitgehend identisch mit den europäischen (THANNHEISER 1981, GÉHU et al. 1984).

Die Bearbeitung der Klasse in BERG et al. (2001, 2004) bezieht sich zwar auf Mecklenburg-Vorpommern. Sie kann in vielerlei Hinsicht aber auch auf Norddeutschland insgesamt übertragen werden. Wir übernehmen hier die Gliederung von der Ordnung an abwärts, sehen aber von einer Trennung der *Potamogetonetea* und *Ruppiaetea* vorerst ab und ordnen die Gesellschaften den Empfehlungen von HÄRDTLE (1984) und DIERSSEN (1996) folgend einer weit gefassten Klasse der *Potamogetonetea* zu.

Die folgende Gliederung kann nur einen Kompromiss für einen schwierigen und bislang mit Aufnahmen unterrepräsentierten Komplex von Pflanzengesellschaften darstellen. In Bezug auf die eingehende Darstellung der Assoziationen verweisen wir auf BEHRENS (1982) sowie BERG et al. (2001, 2004).

Verbreitung

Fast alle in Mitteleuropa regelmäßig vergesellschafteten Gefäßpflanzenarten der Klasse *Potamogetonetea* mit der Ordnung *Ruppjetalia* sind überregional weit verbreitet und unterstreichen die Azonalität der Klasse. Kochsalzhaltige Gewässer und mit ihnen viele der bezeichnenden Arten sind nahezu weltweit zu finden (WILMANN 1998, MUCINA et al. 2016, MÜLLER et al. 2021).

Ruppia maritima, die namensgebende Art der Ordnung und des Verbandes, ist disjunkt an salzhaltigen Standorten der Küsten sowie, seltener, des Binnenlandes über mehrere Vegetations- und Klimazonen verbreitet, unter anderem auch in Mittel- und Südafrika, Süd- und Südost-Asien, Australien, Neuseeland und S-Amerika (HULTÉN & FRIES 1986).

Die Verbreitungskarten charakteristischer Sippen (VC, OC, KC) wie *Ruppia maritima*, *R. cirrhosa*, *Najas marina* oder *Ranunculus peltatus* subsp. *baudotii* in NETPHYD & BfN (2013) machen deutlich, dass ein Verbreitungsschwerpunkt der Klasse innerhalb Deutschlands in Mecklenburg-Vorpommern liegt. Lediglich *Zannichellia palustris* subsp. *pedicellata*, nach BERG et al. (2004) Kennart des *Ruppion*-Verbandes, weist mehr Fundpunkte an der Nordseeküste in Niedersachsen auf.

In den Niederlanden, Niedersachsen und Schleswig-Holstein im Bereich der Westküste wurden zwei Assoziationen der *Ruppjetalia* erfasst und bearbeitet, das *Ruppjetum maritimae* und das *Ruppjetum cirrhosae*. Beide Gesellschaften meiden den Kontakt zur offenen See und sind vor allem in kleinen Tümpeln, in Gräben und Weidekuhlen mit einigermaßen klarem Wasser zu finden. In den Niederlanden wird zudem eine *Potamogeton pectinatus-Zannichellia palustris* subsp. *pedicellata*-Gesellschaft der Ordnung *Zannichellietalia* und damit den *Potametea* zugeordnet (SCHAMINÉE & DEN HARTOG 1989, HOBOM 1993, PREISING et al. 1994). Nach PREISING et al. (1994) sind in den Küstengebieten Niedersachsens von den Wasserpflanzengesellschaften im brackigen Milieu das *Ruppjetum maritimae* (*Ruppjetea*), das *Ranunculetum baudotii* (*Potamogetonetea*) und das *Charetum canescentis* (*Charetea*) vertreten. Von *Ruppia spiralis*, der Charakterart des *Ranunculetum cirrhosae*, gibt es entlang der deutschen Nordseeküste aktuell nur sehr wenige Fundpunkte (NETPHYD & BfN 2013; FloraWeb vom BfN, www.floraweb.de, Stand 2013).

Im Gebiet der Ostsee werden fünf Assoziationen unterschieden (Tab. 2). Sie sind vor allem im flachen Wasser der Bodden und Strandseen, aber auch in nicht mit dem Meer in Verbindung stehenden brackigen bis oligohalinen Stillgewässern zu finden (BERG et al. 2001, 2004).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Tabelle 2 gibt Auskunft über bezeichnende Artenverbindungen an der Nord- und Ostsee. Zur Artenzusammensetzung und Ökologie der einzelnen Assoziationen geben die Übersichtsarbeiten von PREISING et al. (1994), BERG et al. (2001, 2004) sowie SYNBIOSYS (2021) Auskunft.

Ökologie und Naturschutz

Sandige, sandig-schluffige oder schlickige Substrate in einigermaßen geschützten Bereichen und – je nach Assoziation – oligohaline bis polyhaline Verhältnisse sind wichtige Standortfaktoren bevorzugter Lebensräume (VAN VIERSSSEN 1982, VAN VIERSSSEN et al. 1984).

Ökologisch geeignete Verhältnisse – u. a. Brackwasser, verringerte Dynamik und ausreichend Licht – sind in flachen Küstengewässern der Ostsee großräumiger verbreitet und stabiler als in anderen Gegenden wie beispielsweise an der Nordsee.

Die Bestände der *Ruppion*-Gesellschaften kennzeichnen sowohl kleinflächig geschützte Flachwasserzonen der Nord- und Ostsee, die Wasserwechselzonen des Elbeästuars, Trinkkuhlen und Bombentrichter auf den Nordseeinseln, Strandseen, Gräben sowie Priele und stehende Gewässer in den ausgediechten Marschen.

Tabelle 2. Diagnostische Pflanzenarten der Klasse *Potamogetonetea*, Ordnung *Ruppiales* und der Verbände *Charion canescentis* sowie *Ruppion maritimae* mit Stetigkeitsangaben zu bezeichnenden Arten innerhalb der Assoziationen getrennt nach Nord- und Ostseebereich (vgl. PREISING et al. 1994, BERG et al. 2001, SYNBIOSYS 2021).

K *Potamogetonetea*, O. *Ruppiales*

C: *Ceramium diaphanum*, *Ceramium rubrum*, *Chaetomorpha linum*, *Najas marina* subsp. *marina*,
Stuckenia pectinata, *Tolypella nidifica*

V *Charion canescentis*

C: *Chara aspera*, *C. baltica*, *C. canescens*, *C. horrida*, *C. intermedia*, *C. tomentosa*

	Lebensraum	Nordsee	Ostsee
<i>Charetum canescentis</i>	submers	<i>Chara canescens</i> (100)	<i>Chara canescens</i> (69) <i>Stuckenia pectinata</i> (58)
<i>Charetum horrido-balticae</i>	submers	.	<i>Chara horrida</i> (100) <i>Chara intermedia</i> (78) <i>Chara tomentosa</i> (63) <i>Chara aspera</i> (52)

V *Ruppion maritimae*

C: *Cladophora fracta*, *Enteromorpha intestinalis*, *Ruppia cirrhosa*, *Ranunculus baudotii*, *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris* subsp. *pedicellata*

D: *Bolboschoenus maritimus*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton natans*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Ulva lactuca*, *Zostera marina*

	Lebensraum	Nordsee	Ostsee
<i>Chaetomorpholino-Ruppium cirrhosae</i> bzw. <i>Ruppium cirrhosae</i>	submers	.	<i>Stuckenia pectinata</i> (71) <i>Ruppia spiralis</i> (50)
<i>Ruppium maritimae</i>	submers	<i>Ruppia maritima</i> (100)	<i>Ruppia maritima</i> (100)
<i>Ranunculetum baudotii</i>	submers-amphibisch	<i>Ranunculus baudotii</i> (100) <i>Potamogeton natans</i> (50-55)	<i>Ranunculus baudotii</i> (100) <i>Enteromorpha intestinalis</i> (67) <i>Cladophora fracta</i> (67) <i>Stuckenia pectinata</i> (56) <i>Bolboschoenus maritimus</i> (56)

Die Halotoleranz nimmt generell von *Ruppia cirrhosa* (*R. spiralis*), die Salzhalte von >2 % erträgt, über *R. maritima*, *Zannichellia pedunculata*, die nur bei Salzgehalten unter 1,2 % keimt, bis *Stuckenia pectinata*, die bei 0,3 % Salz optimal gedeiht, ab (VERHOEVEN 1979 und 1980, VAN VIERSSEN & VAN WIJK 1982, GLOWINSKI 1984, VAN VIERSSEN & PRINS 1985, WILMANN 1998). Grundsätzlich können beide *Ruppia*-Arten stark wechselhaline Bedingungen, wie sie insbesondere in der südwestlichen Ostsee (Beltsee) vorherrschen, gut vertragen. *Ruppia maritima* und *R. spiralis* sind also extrem euryhalin.

Die beiden *Ruppia*-Gesellschaften unterscheiden sich ökologisch in erster Linie im Hinblick auf hydrologische (strandtopographische) und Substratverhältnisse. Das *Ruppium maritimae* kommt in ephemeren, oligo- bis mesohalinen Gewässern, in Strandseen oder auch im Hydrolitoral der Ostseeküste bis zu etwa einem Meter Wassertiefe vor. Die Substrate sind schllickig, wobei reiner oder auch sandiger Schllick für das *Ruppium maritimae* charakteristisch ist und somit zumindest zeitweilig anoxische Verhältnisse im Substrat bestehen können. Demgegenüber bevorzugt das *Ruppium cirrhosae* größere und salzhaltigere Gewässer und die Gesellschaft kann – im Vergleich zum *Ruppium maritimae* – in deutlich größere Wassertiefen vordringen, in der Ostsee beispielsweise bis zu etwa 7m Tiefe. Gleichwohl toleriert *Ruppia cirrhosa* zumindest zeitweilig aber auch sehr niedrige Wasserstände und kann, ohne Schäden, für einige Stunden trockenfallen. Die an Standorten der Gesellschaft vorherrschende Bodenart ist Sand. Auch

bestehen zwischen beiden Gesellschaften gewisse Unterschiede im präferierten Salzgehalt: *Ruppia maritima* kann eine stärkere Aussüßung des Wassers besser vertragen als *R. chirrhosa*, weshalb erstere wesentlich weiter in die oligohalinen Bereiche der inneren Ostsee vordringen kann (GILLNER 1960).

Das *Charetum canescentis* ist vor allem in flachen Gewässern mit geringen organischen Anteilen und Sandboden unter schwach brackigen bis fast süßen Verhältnissen zu finden. Die Gesellschaft erträgt relativ hohe Phosphatkonzentrationen. Die pH-Werte liegen zwischen 7 und 8,3 und die Chlorid-Gehalte bei (200) 1450–9000 mg/l (SYNBIO SYS 2021).

Das *Ranunculetum baudotii* kommt in Uferbereichen von flachen Stillgewässern, die auch trockenfallen können, vor. Das Wasser ist in aller Regel relativ phosphatreich und höchstens schwach brackig. Dominante Anionen sind Karbonate oder Chloride, sulphatreiche Gewässer werden gemieden (SYNBIO SYS 2021).

Die Zoozönosen der Bestände enthalten neben marin verbreiteten Sippen verstärkt solche der Brack- und Süßwasserstandorte. Die Vegetationseinheiten der Flachwasserbereiche sind überregional bedeutsame Nahrungshabitate u. a. für verschiedene Entenarten, Gänse sowie Sing Schwäne (BERG et al. 2004).

Das große Spektrum der Pflanzengesellschaften in und an der Ostsee wird in diesem Fall auch durch eine höhere Artenzahl gespiegelt. Für das *Ruppium maritimae* in Niedersachsen wurde eine durchschnittliche Artenzahl von 1,7 ermittelt (ohne Angabe der Flächengrößen; PREISING et al. 1999). Das *Ruppium maritimae* an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste weist nach HÄRDTLE (1984) eine durchschnittliche Artenzahl von 2,1 auf (bei einer durchschnittlichen Flächengröße von 2,3 m²). Im *Ruppium cirrhosae* liegt die durchschnittliche Artenzahl bei 3 (Fläche im Schnitt etwa 3 m²). Allerdings wurden in der letztgenannten Studie neben Characeen-Arten auch Makroalgen-Arten mit aufgenommen.

Die mittlere Artenzahl pro Aufnahme liegt je nach Assoziation in Mecklenburg-Vorpommern bei 3,6 bis 4,7 (bei mittleren Flächengrößen zumeist von 10–16 m²; vgl. BERG et al. 2001). Dabei ist zu vermuten, dass die Aufnahmeflächen auch wegen der größeren Artenzahl eher größer gewählt wurden. Diese Vermutung entspricht zumindest den eigenen Beobachtungen an der Nord- und Ostseeküste. Um diese allerdings verifizieren zu können, müssten zunächst konsequent Artenzahl-Areal-Analysen durchgeführt werden.

Kurzum, die Gesamtverbreitung der dieser Klasse zugeordneten Bestände, die Diversität der Gesellschaften innerhalb der Klasse und die Zahl der Arten in den Gesellschaften unterstreicht die herausragende Bedeutung der Gewässer an und in der Ostsee.

Da die Vorkommen der Gesellschaft überwiegend kleinräumig entwickelt sind, räumlich und zeitlich stark fluktuieren und potenziell durch Stoffeinträge, Küstenschutz-Maßnahmen und Intensivierungsmaßnahmen in landwirtschaftlich genutzten Gebieten betroffen sind, ist ihr Gefährdungspotenzial in ganz Norddeutschland als recht hoch einzustufen.

3. *Thero-Salicornietea dolichostachyae* Tx. in Tx. & Oberd. 1958 Annuelle Queller-, Strandsoden- und Dornmelden-Gesellschaften

3.1 *Thero-Salicornietalia* Pign. 1953 Annuelle Queller-, Strandsoden- und Dornmelden-Gesellschaften

Sippensystematik und Syntaxonomie

Das polymorphe, diploide und tetraploide *Salicornia europaea*-Aggregat ist disjunkt holarktisch verbreitet, in Europa von Norwegen bis in den gesamten Mittelmeerraum einschließlich Nordafrika, ferner in isolierten Vorkommen weit verbreitet in Salzsteppen und Seen im gesamten nordasiatischen Raum sowie in N-Amerika an der Ostküste und sowohl im Landesinnern wie auch an der pazifischen Küste als subsp. *rubra* (HULTÉN & FRIES 1986, EVERS 1999, LOIDI et al. 1999). Systematik, Morphologie und Ökologie der Sippen in Deutschland sind detailliert von KÖNIG (1960) untersucht und auch mit Vorkommen in benachbarten Regionen verglichen worden.

In Bezug auf die Unterscheidung der drei in Deutschland vorkommenden *Salicornia*-Arten bzw. Unterarten *S. europaea*, *S. stricta* und *S. procumbens* (*S. europaea*, *S. procumbens* subsp. *strictissima* und *S. procumbens* subsp. *procumbens* in MÜLLER et al. 2021) folgen wir hier WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) und damit im Wesentlichen KÖNIG (1960), dürfen an dieser Stelle aber einmal mehr bekräftigen, dass die Bestimmung der Arten und Unterarten aufgrund des natürlichen Formenreichtums selbst im Spätsommer, wenn wichtige Merkmale vorhanden sind, häufig genug schwierig bleibt. Auch während der Jahrestagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft in Mecklenburg-Vorpommern (2021) fanden wir nahe der Halbinsel Poel Individuen mit fast 10 cm langen Blütenständen und weiteren Merkmalen, die der Art *S. europaea* s. str. (syn. *S. ramosissima* oder *brachystachya*), die als einzige dort vorkommen soll, mit den gängigen Bestimmungsschlüsseln nicht eindeutig zuzuordnen waren. FRÖDE (1957/58) war unter Bezugnahme auf KÖNIG (1939) davon überzeugt, dass die beiden Arten *Salicornia europaea* s. str. (*S. patula*) und *Salicornia stricta* (*S. herbacea stricta*) und damit zwei Gesellschaften auf dem Darß und auf Hiddensee vorkamen. Es wäre sehr interessant, rekapitulieren zu können, was Fröde seinerzeit beschrieben hat, zumal seine ökologischen Angaben und Differenzierungen auch aus einem an der Nordsee „pflanzensozialisierten Blickwinkel“ der Wattenmeer-Ökologie gut nachvollziehbar sind.

Suaeda maritima agg. ist in Eurasien außerhalb der Küsten disjunkt an binnenländischen Salzstandorten vertreten, ebenso in Nordamerika bis in die arktische Zone. Das Indigenat der Vorkommen in C- und S-Afrika, Ceylon, SE-Asien, Australien und Tasmanien ist ungesichert (HULTÉN & FRIES 1986).

METZING (1996) sowie METZING et al. (1996) haben sich mit der Formenvielfalt verschiedener Populationen von *Suaeda maritima*, den Unsicherheiten in der infraspezifischen Zuordnung und Unklarheiten in der Bestimmungsliteratur auseinandergesetzt. Dabei wurden auch verschiedentlich Hybriden zwischen aufrechten, buschigen und niederliegenden Sippen untersucht. Demnach wären sämtliche bei uns an der Küste vorkommenden Formen zu *S. maritima* subsp. *maritima* zu stellen. Mittlerweile hat sich diese Sicht der Dinge auch im Monitoring durchgesetzt und Dominanzbestände von *S. maritima* werden bei Kartierungsarbeiten in aller Regel nicht mehr unterschieden.

Damit würde allerdings auch die Differenzierung aller infraspezifischen Taxa in älteren Floren und Tabellen hinfällig werden. Im Hinblick auf molekulargenetische Untersuchungen und den Ploidiegrad sowie Unterschiede zwischen den Sippen an der Küste und Binnenlandsalzstellen kann die Systematik innerhalb der Gattung in Europa aber keinesfalls als abgeschlossen gelten.

Aufgrund von bislang nicht vollends geklärten taxonomischen Fragen und weil Dominanzbestände von *Suaeda maritima* auch an unseren Küsten auffällige habituelle und ökologische Unterschiede aufweisen, die zudem naturschutzrelevant sein könnten, wird hier die Unterscheidung der prostraten und aufrechten Formen vorläufig beibehalten, auch wenn es sich möglicherweise nur um Sippen unterhalb der Art oder Unterart handelt. Unter Berücksichtigung diverser pflanzensoziologischer Erörterungen zu den unterschiedlichen Sippen bezeichnen wir die

aufrechten (später im Jahr z. T. auch überhängenden) Formen provisorisch als *Suaeda maritima* subsp. *maritima* var. oder f. *flexilis* oder kurz *Suaeda* **flexilis* als den in der Pflanzensoziologie gebräuchlichen Namen und machen mit dem Sternchen deutlich, dass es sich hier nicht um eine Art handelt. Die prostraten Formen – niederliegend bzw. aufsteigend – werden hier zunächst als *Suaeda maritima* subsp. *maritima* var. oder f. *prostrata* oder kurz *Suaeda* **prostrata* bezeichnet.

Vergleicht man Übersichten zur Syntaxonomie der Gesellschaften, die von im brackigen oder marinen Milieu lebenden, annuellen Chenopodiaceen beherrscht sind, so wird schnell deutlich, dass es kaum Übereinstimmungen gibt (vgl. u. a. PREISING et al. 1990, TÜXEN 1991, HOBHOHM & POTT 1992, DUBYNA & NEUHÄUSLOVA 2003, MUCINA 2016, BERG et al. 2001, POLTE 2004a). Denn auch wenn die Gesellschaften physiognomisch und ökologisch recht gut zu unterscheiden sind, so werden syntaxonomische Probleme durch sippensystematische Schwierigkeiten verschärft – mit dem Effekt, dass gut kennliche Pflanzengesellschaften aus formalen Gründen infrage gestellt werden. Neue Erkenntnisse im Hinblick auf Verwandtschaftsverhältnisse und entsprechende Namensänderungen in den Floren können dazu führen, dass man nicht mehr weiß, welche Taxa in älteren Tabellen genau gemeint waren.

In der Frühphase pflanzensoziologischer Klassifikation wurden die vorwiegend aus sukku- lenten Chenopodiaceen und mehrjährigen Gräsern aufgebauten Vegetationstypen europäischer Salzmarschen der Meeresküsten und binnenländischen Salzstandorte in einer Klasse zusammen- gefasst, den *Puccinellio-Salicornietea* (u. a. TOPA 1939, PIGNATTI 1953). Eine so weit gefasste Gliederung auf Klassenniveau wird aktuell nicht weiter verfolgt (u. a. MUCINA et al. 2016). BRAUN-BLANQUET stellte 1931 die Ordnung *Salicornietalia* auf, die er 1943 der Klasse *Arthro- cnemetea* (*Salicornietea*) Br.-Bl. et Tx. 1943 zuordnete (BRAUN-BLANQUET 1974). Klasse und Ordnung der hier vertretenen Gliederung wurden von TÜXEN & OBERDORFER (1958) ver- öffentlicht. BRAUN-BLANQUET (1974) hat diesen Vorschlag nicht aufgegriffen und bezieht das *Thero-Salicornion* in die *Arthrocnemetalia* ein.

Mit der Aufstellung des Verbandes *Salicornion herbaceae* Soó 1933 für sommertrockene, von Therophyten beherrschte Salzstandorte des pannonischen Raumes wäre der Name *Thero- Salicornion* sehr weit gefasst und unter Bezug auf die Sammelart *Salicornia europaea* bzw. *S. herbacea* agg. syntaxonomisch nicht eindeutig gegenüber anderen Verbänden abgegrenzt.

Der hier vorgelegte Gliederungsvorschlag mit den drei Verbänden *Salicornion strictae* Tx. & Oberd. 1958, *Salicornion ramosissimae* Tx. 1974, *Thero-Suaedion* Br.-Bl. 1931 und der ent- sprechenden Zuordnung der Assoziationen folgt HOBHOHM & POTT (1992).

Verbreitung

Das *Salicornietum strictae*, das *Salicornietum ramosissimae* und Dominanzbestände der aufrechten *Suaeda maritima* sind auf den Inseln der Nordsee und an der Küste weit verbreitet. Die übrigen Pflanzengesellschaften der Klasse kommen deutlich seltener vor.

Einziger Vertreter der Klasse an der Ostsee ist nach derzeitigem Kenntnisstand das *Salicornietum ramosissimae*. Die Gesellschaft ist hier nicht sehr häufig. In seltenen Fällen treten *Suaeda maritima*-Dominanzbestände ohne Beteiligung von *Salicornia europaea* s. str. auf. Sie werden nach BERG et al. (2001) und POLTE (2004a) entsprechend als Fazies des *Salicornietum ramosissimae* aufgefasst.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Bei allen Assoziationen der Klasse handelt es sich um Pionier- oder Dauerpioniergesellschaften unter Dominanz annueller, spross- und/oder blattsukkulenter Chenopodiaceen.

Die an der Nord- und Ostseeküste vertretenen Sippen von *Salicornia*, *Suaeda* und in seltenen Fällen auch *Spirobassia hirsuta* beherrschen den Aspekt der Gesellschaften. In räumlichen und zeitlichen Übergängen zu den *Spartinetea* und *Juncetea maritimi* treten ausdauernde Arten wie *Spartina anglica*, *Puccinellia maritima* oder auch *Glaux maritima* hinzu (Tab. 3).

Tabelle 3. Diagnostische Arten der Klasse, Ordnung und Verbände der *Thero-Salicornietea* sowie Stetigkeitsangaben zu bezeichnenden Arten innerhalb der Assoziationen getrennt nach Nord- und Ostseebereich (gemeinsame Arten mit hoher Stetigkeit fett gedruckt; Quellen siehe Text).

K *Thero-Salicornietea*, O. *Thero-Salicornietalia*

C: *Salicornia* div. spec., *Suaeda maritima*, *Spirobassia hirsuta*

V *Salicornion strictae*

C: *Salicornia stricta*

	Nordsee	Ostsee
<i>Salicornietum strictae</i>	<i>Salicornia stricta</i> (100)	.

V *Salicornion ramosissimae*

C: *Salicornia europaea* s. str., *Spirobassia hirsuta*, *Suaeda maritima*

D: *Puccinellia maritima*, *Spartina townsendii* agg., *Spergularia marina*, *Tripolium pannonicum*

	Nordsee	Ostsee
<i>Salicornietum ramosissimae</i>	<i>Salicornia europaea</i> (100) <i>Suaeda maritima</i> (92-100) <i>Puccinellia maritima</i> (71-83)	<i>Salicornia europaea</i> (84-100) <i>Spergularia marina</i> (68-77) <i>Puccinellia maritima</i> (19-80) <i>Suaeda maritima</i> (32-62)
<i>Suaedo-Bassietum hirsutae</i>	<i>Spirobassia hirsuta</i> (100) <i>Suaeda maritima</i> (60-80) <i>Spergularia marina</i> (60-80) <i>Puccinellia maritima</i> (60-80)	
Dominanzbestände von <i>Suaeda *flexilis</i>	<i>Suaeda *flexilis</i> (100) <i>Salicornia stricta</i> (66-72) <i>Puccinellia maritima</i> (62-69) <i>Spartina townsendii</i> agg. (59-66) <i>Tripolium pannonicum</i> (55-62)	als Fazies dem <i>Salicornietum ramosissimae</i> zugeordnet

V *Thero-Suaedion*

C: *Salicornia procumbens* (subsp. *procumbens*), *Suaeda *prostrata*

D: *Elymus junceiformis*

	Nordsee	Ostsee
<i>Salicornietum decumbentis</i>	<i>Salicornia procumbens</i> (100) <i>Salicornia europaea</i> (49-61)	.
<i>Suaedetum prostratae</i>	<i>Suaeda *prostrata</i> (100) <i>Elymus junceiformis</i> (50)	.

Ökologie

Dominanzbestände von *Salicornia* spp. sind ganz überwiegend auf bei Ebbe freigelegten Böden im Sandwatt, Schlickwatt oder Mischwatt oder in Mulden und an Priel- und Grabenrändern im Kontakt oder umgeben von geschlossenen Salzwiesen der *Juncetea maritimi* zu finden (vgl. BEEFTINK 1985b, BERGER 1985, DAVY & SMITH 1985, HUISKES et al. 1985, DAVY et al. 2001).

Aufrechte Sippen von *Suaeda maritima* siedeln in den Salzwiesenbereichen des Wattenmeeres vielfach entlang von Prielen und in Mulden, häufig mit *Salicornia* spp. und anderen Halophyten vergesellschaftet. Lokal können große zusammenhängende Bestände auftreten, so beispielsweise periodisch bei abgeschwächter Salinität auf wassergesättigten Böden eingedeichter Flächen im Beltringharder Koog im Nordwesten Schleswig-Holsteins.

Die Mortalität der *Suaeda*-Sämlinge ist ein Schlüsselfaktor der Bestandsentwicklung. Obgleich salztolerant, ist die Keimungsrate und Entwicklung der Keimlinge bei hoher Salinität (> 17 g NaCl l⁻¹) im Laborversuch reduziert. Im Gelände koinzidiert eine frühe und erfolgreiche Keimung der Art an der Atlantikküste N-Frankreichs zwischen Ende Februar und Ende März mit niedrigen Werten der Leitfähigkeit (TESSIER et al. 2000). Unterschiedliche Morphotypen aus dem

Suaeda maritima-Komplex unterscheiden sich hinsichtlich der Salztoleranz ihrer Keimlinge (BOUCARD 1972). Bei hohen Deckungen von *Puccinellia maritima* und *Halimione portulacoides* und Akkumulation von Schluff wird die Keimung deutlich behindert. BAKKER & DE VRIES (1992) konnten zeigen, dass die Entwicklung der Jungpflanzen mit steigender Bestandsdichte beziehungsweise Wuchshöhe und damit abfallendem Lichtgenuss sinkt.

Insbesondere Pflanzen der Gattung *Salicornia* und deren Samen werden von Weidegängern und Vögeln zu Zeiten des herbstlichen Vogelzugs gefressen. KÖNIG (1960: 30) schreibt dazu:

„Die Samen werden von vielen körnerfressenden Vögeln verzehrt. Schon im September, wenn die Ähren noch grün sind, werden sie häufig aufgepickt, und im Spätherbst stellen die Mengen der reifen Samen zu einem wesentlichen Anteil oder fast aus ausschließlich die Winternahrung dar für Berghänflinge (*Carduelis flavirostris*), Bluthänflinge (*Card. cannabina*), Bergfinken (*Fringilla montifringilla*), Rohr- und Schneeammern (*Emberiza schoeniclus* und *Plectrophenax*), Ohrenlerchen (*Eremophila*) und Feldlerchen (*Alauda*) (König 1938). Auch Birkenzeisige (*Carduelis linaria*) beobachtete ich fressend am Queller (Trischen, Nov. 1946).

– Keimlinge werden von Wildenten gefressen. Ich fand im Dez. 1953 den Magen eines Pfeifenten-Erpels (*Anas penelope*) mit Queller-Keimlingen gefüllt. – Die grünen Pflanzen werden auf den Vorländern vom Vieh angenommen, so dass man auf beweideten Plätzen meist nur verbissene Queller-Exemplare findet.“

Naturschutz

Bei beiden *Thero-Suaedion*-Assoziationen, die lückige, steppenartige Bestände auf Platen unter Flugsandeinfluss bilden, handelt es sich um hochcharakteristische, seltene und stark gefährdete Gesellschaften.

Auch die Bestandesentwicklung von *Spirobassia hirsuta* (*Bassia hirsuta*) bzw. des wenigstens in Schleswig-Holstein offensichtlich aktuell wieder häufiger werdenden (Jörg Petersen 6/2022 in lit.) *Suaedo-Bassietum hirsutae* gilt es weiterhin genau zu beobachten.

3.1.1 *Salicornion strictae* (Br.-Bl. 1933) Tx. & Oberd. 1958 Watt-Queller-Gesellschaften

3.1.1.1 *Salicornietum strictae* (Knauer 1952) Christiansen 1955 Kurzähren-Queller-, Strandsoden- und Dornmelden-Gesellschaften (*Salicornietum dolichostachyae*, *S. strictissima*)

Verbreitung

Da es sich bei dieser Gesellschaft um Pionierfluren einer annuellen Art handelt, dürfte sich ihre Verbreitung in etwa mit der der Art decken. Der Formenreichtum innerhalb der Gattung ist allerdings groß und die Frage nach den Synonymen noch mit vielen Fragezeichen versehen (MÜLLER et al. 2021, EURO+MED 2022). Hinzu kommt, dass die beiden Arten *Salicornia stricta* und *S. europaea* s. str. in einigen Schriften nicht differenziert und unter *Salicornia europaea* oder *S. herbacea* als Sammelart zusammengefasst wurden (vgl. Abb. 2).

Salicornia stricta (*S. procumbens* subsp. *strictissima* in MÜLLER et al. 2021) und das *Salicornietum strictae* sind an der Atlantikküste von Portugal bis nach Skandinavien verbreitet. Im Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (NETPHYD & BfN 2013) sind für die Ostseeküste zwei Fundpunkte verzeichnet, einer im Norden Schleswig-Holsteins und einer südöstlich von Rügen. Aus diesen zwei Punkten sollte man die Existenz der Pflanzengesellschaft allerdings nicht herleiten. Wenigstens in den uns vorliegenden pflanzensoziologischen Arbeiten zur Ostseeküste wird die Assoziation nicht erwähnt.



Abb. 2. *Salicornia europaea* s. str. (links im Bild) und *Salicornia stricta* bei Flut auf Borkum, Ostfriesland.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Die dominante Art *Salicornia stricta* ist nach SCHWABE (1972, 1983), HOBBOHM (1986, 1993), PREISING et al. (1994) sowie TÜRK (1995) zugleich die einzige Art innerhalb dieser Gesellschaft mit einer Stetigkeit von über 50 %, in diesem Fall von 100 %. Insofern erübrigt sich die Darstellung in Form einer Tabelle, in der die Arten mit hoher Stetigkeit gelistet sind. Zu den weiteren Arten, die mit deutlich geringerer Stetigkeit – zumeist <20 % – vergesellschaftet sind, gehören *Suaeda maritima*, *Salicornia europaea* s. str., *Spartina townsendii* agg., sowie Puccinellion-Arten, u. a. *Puccinellia maritima* oder auch *Tripolium pannonicum* (vgl. SCHWABE 1983, DIERSSEN 1988, HOBBOHM 1993, PREISING et al. 1994).

Ökologie und Naturschutz

Diese Pioniergesellschaft besiedelt offene, unbeschattete und regelmäßig überflutete Wattflächen unterhalb der geschlossenen Salzwiesen bzw. etwa in Höhe der unduldsamen Polykormone von *Spartina townsendii* agg. Sie ist darüber hinaus an Prielrändern und in Lücken geschlossener Salzwiesen der *Juncetea maritimi* zu finden. Es gibt nach unserer Kenntnis derzeit keine Hinweise über mögliche Bestandsrückgänge im Bereich des Wattenmeeres.

3.1.2 *Salicornion ramosissimae* Tx. ex Matuszkiewicz 1981 Kurzähren-Queller-, Strandsoden- und Dornmelden-Gesellschaften

3.1.2.1 *Salicornietum ramosissimae* Christiansen 1955

Kurzähren-Queller-Ges.

(*Salicornietum brachystachyae*, inkl. *Puccinellio-Salicornietum* Tx. 1974
ex Preisig et al. 1990)

Verbreitung

Die Assoziation ist deutlich weiter als das *Salicornietum strictae*, und insbesondere auch im Binnenland, verbreitet. Das Verbreitungsgebiet von *Salicornia europaea* (s. str.) ist in EURO+MED (2022) jedenfalls deutlich größer angegeben als das von *S. stricta*. Aber auch hier dürfte die Frage der Abgrenzung der Sippen innerhalb der Gattung noch nicht als endgültig abgeschlossen gelten.

An den sandigen und schlickigen Küsten des temperaten Mitteleuropa ist die Assoziation weit verbreitet, sie ist an der Nordsee häufig und wird mit abnehmendem Salzgehalt und abnehmender Dynamik an der Ostseeküste zunehmend seltener, wenngleich die Assoziation auch in den nördlichen Bereichen der Ostseeküste noch sporadisch vorkommt. Eine extensive Beweidung und eine damit einhergehende Öffnung der Grasnarbe kann an der Ostseeküste eine Entwicklung der Gesellschaft begünstigen.



Abb. 3. *Salicornietum ramosissimae* mit *Salicornia europaea* s. str. und *Suaeda maritima* subsp. *maritima* am Geröllstrand der Insel Käkimaa, Estland; im Hintergrund geschlossene Strandwiesen sensu GILLNER (1960).

An der Nord- und Ostsee kommt die Gesellschaft vor allem in Mulden und Lücken innerhalb von geschlossenen Salzwiesen vor, z. B. im Kontakt zum *Puccinellietum maritimae*, aber auch zum *Plantagini-Limonietum* oder *Juncetum gerardii*. An der Nordsee markiert das *Salicornietum ramosissimae* auch den Übergang vom Puccinellion zum *Salicornietum strictae*.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Herden von *Salicornia ramosissima* (*S. europaea* s. str.; Abb. 3) beherrschen den Aspekt der Gesellschaft.

Tabelle 4 gibt Auskunft über die Zusammensetzung der hochsteten Arten in ausgewählten Gebieten an der Nord- und Ostseeküste. In den artenarmen Ausbildungen der Gesellschaft sind hauptsächlich halophytische Chenopodiaceen wie *Suaeda maritima* (Nord- und Ostseeküste) oder auch *Salicornia stricta* (Nordsee) vergesellschaftet. Zu den häufigen Begleitarten, insbesondere im Übergang zum Puccinellion, gehören *Puccinellia maritima* und *Spergularia marina*.

Tabelle 4. *Salicornietum ramosissimae* an der Nord- und Ostseeküste (alle Arten mit jeweils mindestens 50 % Stetigkeit in einem der drei Gebiete (HÄRDTLE 1984, PREISING et al. 1990, TÜRK 1995, HAESE & HOBOHM 1996, BERG et al. 2001).

	Nordsee	Ostsee, Schleswig-Holstein	Ostsee, Mecklenburg-Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	35	25	115
AC			
<i>Salicornia europaea</i> s. str. (<i>S. ramosissima</i>)	100	100	84
KC			
<i>Suaeda maritima</i>	92-100	32	62
Arten der <i>Juncetea maritimi</i>			
<i>Puccinellia maritima</i>	71-83	80	19
<i>Spergularia marina</i>	< 28	68	77

Ökologie und Naturschutz

Das *Salicornietum ramosissimae* ist eine Pioniergesellschaft mit einer großen Toleranz gegenüber sehr hohen NaCl-Konzentrationen und schwankenden Bodenwassergehalten (BEEFTINK 1985a). Die Salzgehalte liegen in aller Regel zwischen 0,5 und 7 % (u. a. SCHERFOSE 1987, WILKONMICHALSKA 1985). Vor allem an binnenländischen Standorten lassen sich unter sommertrockenen Bedingungen auch erheblich höhere Salzkonzentrationen ermitteln (u. a. BRANDES 1999). Die untere Verbreitungsgrenze des Vegetationstyps liegt an der Nordsee etwa bei 25 cm unterhalb MThw, an der Ostsee nahe der Mittelwasserlinie (KÖNIG 1960, SCHAT 1982, HÄRDTLE 1984). Hohe Wasserstände während der Keimungsphase beeinträchtigen die Entwicklung der Jungpflanzen; die Vitalität der Bestände unterliegt mithin, abhängig von den Hochwasserständen im Frühsommer, erheblichen Schwankungen (KLOSS & SUCCOW 1966).

Die von *Salicornia ramosissima* beherrschten Fluren besiedeln vegetationsarme Flächen nach winterlichem Eisgang oder junge Prielränder. An nicht weiter gestörten Stellen erfolgt eine rasche Entwicklung u. a. zum *Puccinellietum maritimae*, an der Ostsee zu Röhrichten mit *Phragmites australis* oder *Bolboschoenus maritimus*. Beweidung und Tritt können zu Störstellen und freigelegten Substraten führen, die dann im günstigen Fall von der Gesellschaft besiedelt werden, so z. B. innerhalb der Weidelandschaft zwischen Kloster und Vitte auf Hiddensee. Ein Beweidungsmanagement kann allerdings nur dann die aus Naturschutzsicht bestehenden Ziele – Erhaltung der spezifischen Halophyten-Gemeinschaften, incl. der für sie charakteristischen Avifauna – erfüllen, wenn dieses hinreichend extensiv erfolgt (max. ca. 0,3 GV pro Hektar). Da die meisten Standorte des *Salicornietum ramosissimae* ganzjährig bodenfeucht bis nass sind und oftmals hohe Gehalte an organischer Substanz und somit niedrige Bodenlagerungsdichten aufweisen, können bereits Beweidungsdichten von über 0,5 GV/ha eine erhebliche mechanische Zerstörung der Oberbodenstruktur zur Folge haben. Mit welchen Tieren (Schafe, Rinder) und Beweidungsdichten konkrete Flächen gepflegt oder entwickelt werden sollen, bedarf daher stets einer gebiets-spezifischen Überprüfung.

3.1.2.2 *Suaedo-Bassietum hirsutae* Br.-Bl. 1928

Dornmellen-Ges.

(*Suaeda maritima*-*Kochia hirsuta*-Assoziation in Br.-Bl. 1928)

Verbreitung

Die Verbreitung der Art *Spirobassia hirsuta* (*Bassia h.*) reicht von Dänemark bis Spanien und Italien, sie kommt in Griechenland, Zypern und in den Gebieten um das Schwarze Meer herum vor und zeigt eine Verbreitungslücke von den Baltischen Staaten über Polen bis zur Balkanhalbinsel EURO+MED (2022). In Deutschland ist die Art selten.

An einigen ehemaligen Fundpunkten ist die Art mittlerweile erloschen. Rezente Vorkommen befinden sich in Schleswig-Holstein z. B. auf Sylt, Amrum, Föhr, Langeness, Hooge, im Vorland der Westküste Schleswig-Holsteins, auf Fehmarn sowie in Mecklenburg-Vorpommern im Gebiet um Rügen. Nach Auskunft von Jörg Petersen, nature-consult, und Moritz Padlat, Nationalparkverwaltung, sind die Bestände von *Spirobassia hirsuta* in den vergangenen Jahren zumindest an der Westküste Schleswig-Holsteins angewachsen. Regelmäßige flächendeckende Salzwiesenkartierungen im Nationalpark zeigen, dass ein Vorkommen bei Husum neu dazugekommen ist. Ein Bestand südlich von Dagebüll, die Bestände innerhalb der neu aufgewachsenen Vorländer östlich des Lorendammes und auf der Südseite des Hindenburgdammes sind größer geworden (DAUMANN 1990, GETTNER 2011, NETPHYD & BfN 2013, vgl. auch FloraWeb vom BfN [www.floraweb.de], Jörg Petersen und Moritz Padlat pers. Mitt. im Juni und Juli 2022).

Die Gesamtverbreitung der Gesellschaft ist noch nicht hinreichend geklärt. Dies hängt möglicherweise auch damit zusammen, dass halophytische Annuellenfluren mit Beteiligung oder gar unter Dominanz von *Spirobassia hirsuta* z.T. anderen Gesellschaften zugeordnet wurden (HOBOHM & POTT 1992).

BRUN-BLANQUET (1928) gibt die *Suaeda maritima*-*Kochia hirsuta* Assoziation für Südeuropa und die Lagunen von Vic in Südfrankreich an. TZONEV et al. (2008) haben das *Suaedo-Bassietum hirsutae* an der Schwarzmeerküste anhand von einigen Aufnahmen belegt. Die Bestände sind den bei uns vorkommenden in der Artenzusammensetzung sehr ähnlich, und die Gesellschaft wurde ebenfalls den *Thero-Salicornietea* zugeordnet. HÄRDTLE (1984) hat *Spirobassia hirsuta* mit jeweils sehr geringen Deckungsanteilen innerhalb von vier Aufnahmen im *Salicornietum ramossissimae* und zwei Aufnahmen im *Puccinellietum* auf dem Grünen Brink in Schleswig-Holstein miterfasst.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Es gibt nur wenig vergleichendes Aufnahmematerial zu dieser Gesellschaft aus Norddeutschland. Nach eigenen Beobachtungen von den Nordfriesischen Inseln und Halligen sind es in aller Regel artenarme Annuellenfluren, in denen *Spirobassia hirsuta* höhere Deckungsanteile erreicht oder dominant ist. *Suaeda maritima* und *Salicornia ramosissima* sind regelmäßig vergesellschaftet und weitere *Juncetea*-Arten können sich mit geringer Deckung und Stetigkeit hinzugesellen (HOBOHM 1986). Nach DIERSSEN (1988), der die Assoziation den *Cakiletea* zugeordnet hatte, waren neben *Spirobassia* (Stetigkeit V) *Suaeda maritima*, *Puccinellia maritima* und *Spergularia marina* jeweils mit Stetigkeit IV vergesellschaftet. Die 25 Aufnahmen stammten etwa zur Hälfte von Fehmarn bzw. Sylt.

Ökologie und Naturschutz

Spirobassia hirsuta besiedelt höher gelegene, nur noch selten überflutete Mulden und Kolke umgeben von geschlossenen Salzwiesen oder im Übergangsbereich von Strandseen zu Strandwällen. Die Böden sind schlickig oder sandig-schlickig, wechselfeucht bis wechsellass und in aller Regel relativ nährstoffreich. Es ist nicht hinreichend bekannt, welche ökologischen Bedingungen sich auf die Gesamtverbreitung der Gesellschaft positiv oder negativ auswirken bzw. wie sich eine extensive Beweidung auf die Entwicklung der Bestände auswirken würde (vgl. ESSELINK et al. 2017).

Nach derzeitigem Erkenntnisstand ist davon auszugehen, dass die Gesellschaft Vorkommensschwerpunkte in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern hat diese Bundesländer insofern bei Naturschutzbemühungen eine besondere Verantwortung tragen.

3.1.2.3 Dominanzbestände von *Suaeda *flexilis* Strandsoden-Ges.

(p.p. *Suaedetum maritimae*, *Suaedetum flexilis*, inkl. *Suaedetum macrocarpae*)

Verbreitung

Dominanzbestände aufrechter bzw. später im Jahr auch nickender Sippen von *Suaeda maritima* sind an den Küsten Europas weit verbreitet und dürften dem Gesamtverbreitungsgebiet der Art entsprechen (METZING et al. 1996, MÜLLER et al. 2021).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Dort, wo *Suaeda *flexilis* die Annuellenfluren mit großen Deckungsanteilen beherrscht, ist die Gesellschaft ganz überwiegend artenarm, wenn nicht einartig ausgebildet. Kontakte und Übergänge bestehen insbesondere mit dem *Salicornietum strictae*, *Salicornietum ramosissimae* sowie Gesellschaften des Puccinellion. Alle Angaben in Tabelle 5 beziehen sich auf Dominanzbestände von *Suaeda *flexilis*, auch wenn diese unterschiedlichen Gesellschaften zugeordnet waren, so z. B. der *Suaeda *flexilis*-Ges. in Schwabe (1983), dem *Suaedetum flexilis* Tx. 1972 sowie dem *Suaedetum macrocarpae* Gehú, Rivas Mart., Tx. 1972 in PREISING et al. (1994).

Demnach sind in dieser Gesellschaft neben *Suaeda maritima* auch *Salicornia stricta*, *Puccinellia maritima*, *Spartina townsendii* agg. sowie *Tripolium pannonicum* mit höherer Stetigkeit vergesellschaftet. Insgesamt ist aber davon auszugehen, dass die Tabelle eher den artenreichen Flügel der Gesellschaft repräsentiert.

Ökologie und Naturschutz

Entsprechende Dominanzbestände sind an Prielrändern, auf Wattflächen sowie innerhalb von Lücken in ausgedehnten Salzwiesen an der Nordseeküste häufig zu finden. Die Substrate sind nährstoffreich, schluffig-sandig und wechselfeucht bis nass.

Es ist bislang nicht ersichtlich bzw. nicht anzunehmen, dass die Gesellschaft unter den derzeitigen Bedingungen bedroht wäre oder stark zurückgehen könnte. Insofern ist es aktuell sicherlich nicht erforderlich, gesonderte Schutzmaßnahmen in Erwägung zu ziehen (DIERSSEN 1988, PREISING et al. 1994, DRACHENFELS 2021).

Tabelle 5. *Suaeda *flexilis*-Gesellschaft (bezeichnende Arten nach Angaben in SCHWABE 1983, HOBOHM 1993, PREISING et al. 1994).

	Nordsee, Niedersachsen
Zahl der Aufnahmen	29
AC	
<i>Suaeda maritima * flexilis</i> (inkl. <i>S. m.</i> var. <i>macrocarpa</i>)	100
VC/OC/KC	
<i>Salicornia stricta</i>	66-72
Sonstige	
<i>Puccinellia maritima</i>	62-69
<i>Spartina townsendii</i> agg.	59-66
<i>Tripolium pannonicum</i>	55-62

3.1.3 *Thero-Suaedion* Br.-Bl. 1931 Strandsoden- und Flugsand-Queller-Gesellschaften

3.1.3.1 *Suaedetum prostratae* Gehú 1975 Ges. der Niederliegenden Strandsode

Verbreitung

Schütterer Pioniergesellschaften mit Dominanz niederliegender Sippen von *Suaeda maritima* auf schwach kochsalzbeeinflussten Substraten sind verschiedentlich von den Küsten der Nordsee und von Binnenlandsalzstellen beschrieben worden. Ob es sich dabei jeweils um dieselbe Art oder Unterart handelt, ist nach wie vor offen. Die Beschreibungen aus Frankreich decken sich dabei in vielerlei Hinsicht mit den Beobachtungen von den West- und Ostfriesischen Inseln (vgl. GÉHU 1976, GÉHU & GÉHU 1976, HOBÖHM & POTT 1992, WESTHOFF et al. 1993, HAESE & HOBÖHM 1996).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Nach Tabelle 2 in HOBÖHM & POTT (1996) sind *Suaeda *prostrata* und *Elymus junceiformis* die einzigen Taxa, die in dieser Gesellschaft eine Stetigkeit von 50 % oder mehr erreichen (vgl. Tab. 6). Weitere Arten mit geringerer Stetigkeit sind demnach *Salicornia decumbens* (43 % der Aufnahmen) sowie *Suaeda *flexilis*, *Salicornia europaea* s. str., *Spergularia media* und *Glaux maritima* in weniger als 30 % der Aufnahmen. Einige *Juncetea maritimi*-Arten waren mit noch geringerer Stetigkeit vertreten.

Tabelle 6. *Suaedetum prostratae* (bezeichnende Arten nach HOBÖHM & POTT 1996, 14 Aufnahmen insges.).

	Nordseeinseln Borkum, Norderney und Mellum
AC	
<i>Suaeda maritima *prostrata</i>	100
Sonstige	
<i>Elymus junceiformis</i>	50

Ökologie und Naturschutz

Das *Suaedetum prostratae* besiedelt, wie auch das *Salicornietum decumbentis*, relativ hoch gelegene Sandplaten. Der Sand wird in diesen Bereichen vom Wind und vom Wasser bewegt. Die Habitate werden auch auf den Ostseiten der Inseln immer seltener. Dies hängt wenigstens teilweise damit zusammen, dass einst vegetationsfreie Sandflächen von dichter Vegetation eingenommen werden. Zu den Vegetationseinheiten gehören seeseits vor allem Bestände des *Agropyretum junceiformis* (*Elymus junceiformis* dominant) und auf der dem Meer abgewandten Seite vor allem Salzwiesen der *Juncetea maritimi*. Inwieweit die atmogene und Gewässer-Eutrophierung dabei eine Rolle spielt, kann nur gemutmaßt werden. Auf jeden Fall hat dieser Effekt dazu geführt, dass vegetationsfreie Sandplaten stark zurückgegangen sind und sich dadurch das dynamische Geschehen massiv verändert hat. Auch für im vegetationsfreien Sand und Muschelschill brütende Vögel dürfte sich dieser Effekt negativ ausgewirkt haben.



Abb. 4. *Suaedetum prostratae* im Flugsandbereich nach extremem Hochwasser, Norderney, Ostfriesland. Der zerrupfte Habitus ist bezeichnend und auch die Rippelmarken unterstreichen die naturschutzfachliche Bedeutung der Dynamik entsprechender Flächen.

3.1.3.2 *Salicornietum decumbentis* (König 1960) Schwabe et Tx. 1974 Flugsand-Queller-Ges.

Verbreitung

Auch wenn das Verbreitungsgebiet von *Salicornia procumbens* (*S. stricta* subsp. *procumbens* in KÖNIG 1960, *S. proc.* subsp. *procumbens* in MÜLLER et al. 2021), die im Deutschen treffend als *Flugsand-Queller* bezeichnet wird, noch ungenügend bekannt ist, so darf doch davon ausgegangen werden, dass geeignete Habitats auch überregional selten sind (Abb. 4). Die mutmaßlich größten Bestände sind auf den Westfriesischen und Ostfriesischen Inseln sowie Trischen erfasst worden (vgl. KÖNIG 1960, HOBHOM 1993, PREISING et al. 1994).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Tabelle 7. *Salicornietum decumbentis* (Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit in der Mehrheit der Aufnahmekollektive nach Angaben in DIERSSEN 1988, PREISING et al. 1994, HAESE & HOBHOM 1996 sowie GETTNER 2011; 76 Aufnahmen insges.).

	Niedersächsische und schleswig-holsteinische Westküste mit Inseln
AC	
<i>Salicornia procumbens</i> (subsp. <i>procumbens</i>)	100
KC	
<i>Salicornia europaea</i> s. str.	49-61

Salicornia procumbens (*S. procumbens* subsp. *procumbens* in MÜLLER et al. 2021) ist die Assoziationscharakterart, die den allermeisten Aufnahmen und Tabellen entsprechend auch die höchsten Deckungsanteile repräsentiert. Auch wenn diese Art in DIERSSEN (1988) und PREISING et al. (1994) unter dem Artnamen *S. dolichostachya* subsp. *dolichostachya* bzw. *S. fragilis* geführt wurde, so ist doch unstrittig, dass der Flugsand-Queller gemeint war, zumal die Gesellschaft in beiden Fällen mit *Salicornietum decumbentis* überschrieben war und *S. europaea* s. str. (*S. ramosissima*) jeweils gesondert aufgeführt wurde. Letztere ist die einzige Art, die bisweilen eine Stetigkeit von über 50 % erreicht (Tab. 7).

Zu den Arten, die in aller Regel mit geringer Stetigkeit (< 30 %) vergesellschaftet sind und wenigstens teilweise die räumlichen und zeitlichen Übergänge charakterisieren, gehören u. a. *Suaeda maritima*, aber auch *Elymus junceaformis* sowie vereinzelt *Juncetea maritimi*-Arten.

Die Situation in den Niederlanden ist offensichtlich sehr ähnlich. In einem Kollektiv von 17 Aufnahmen wurde im *Salicornietum decumbentis* keine weitere Art mit mehr als 50 % Stetigkeit erfasst. *Suaeda maritima* und *Elytrigia juncea* (*Elymus junceaformis*) waren jeweils mit 41 % und *Puccinellia maritima* mit 29 % Stetigkeit vergesellschaftet (SCHAMINÉE et al. 2017; vgl. Tab. 7).



Abb. 5. Initiales, lückiges *Salicornietum decumbentis* (*Salicornia procumbens*) im Flugsandbereich auf Mellum, Niedersachsen.

Ökologie und Naturschutz

Die Gesellschaft besiedelt relativ hochgelegene Sandflächen vor allem auf den Nordseeinseln, die teilweise wochenlang nicht von Meerwasser überspült werden. KÖNIG (1960: 43) beschreibt die Habitats wie folgt:

„Die Pflanzen meiden die an der offenen See gelegenen und die höchsten und trockensten Stellen der Platen, welche den größten Flächenanteil ausmachen. Sie halten sich an die der offenen See abgewendeten, flach ins tiefere Watt auslaufenden oder an das grüne Vorland anschließenden Ränder, welche einen höheren Feuchtigkeitsgehalt haben, und wo der Sand deshalb weniger ins Stäuben kommt.“



Abb. 6. *Salicornietum decumbentis* (*Salicornia procumbens*) mit *Elymus junceiformis* (Vordergrund rechts) im Bereich des Farbstreifenwatts auf Mellum, Niedersachsen.

Haese (in HAESE & HOBOMH 1996) hat auf Mellum ökologische Untersuchungen im Oberboden (0–5 cm) vorgenommen (vgl. Abb. 6). Danach sind die organischen Anteile (gemessen als Glühverlust) mit Werten von 0–3, Median 2 %, deutlich geringer als im *Salicornietum ramosissimae* (0–9, Median 4 %) bzw. *Salicornietum strictae* (3–10, Median 6 %). Die Chloridgehalte lagen im *Salicornietum decumbentis* und im *Salicornietum ramosissimae* in derselben Größenordnung und damit etwa halb so hoch wie im *Salicornietum strictae*.

4. *Spartinetea* Tx. 1961 Schlickgras-Rasen

4.1 *Spartinetalia* Conard 1935 Schlickgras-Rasen

4.1.1 *Spartinion* Conard 1952 Schlickgras-Rasen

Sippensystematik und Syntaxonomie

1816 wurde die aus Nordamerika stammende *Spartina alterniflora* an der Küste in England entdeckt, 1870 wurde erstmals der pollensterile Bastard *Spartina x townsendii* gefunden. Er war aus der Kreuzung der amerikanischen mit der in Großbritannien heimischen Art *S. maritima* hervorgegangen. 1892 wurde dann die durch Verdoppelung des Chromosomensatzes entstandene, für Europa neoendemische und gleichzeitig recht invasive Art entdeckt, die später den Namen *S. anglica* erhielt (HUBBARD 1965).

Von England wurden 1924 erstmals *Spartina*-Rhizomstücke zur Landgewinnung in die Niederlande transportiert, 1927 nach Deutschland und 1931 nach Dänemark (JØRGENSEN 1934, KÖNIG 1948). Seitdem haben sich die Sippen *S. townsendii* und *S. anglica* – letztere ist in Niedersachsen und Schleswig-Holstein deutlich seltener – an der Nordsee entlang ausgebreitet. In den Floren der Niederlande (MEJDEN et al. 1983) und Dänemarks (FREDERIKSEN et al. 2012) werden die sterile, diploide, und die fertile, tetraploide Sippe nicht unterschieden und unter dem Namen *S. townsendii* subsummiert (vgl. REISE 1994b, NEHRING 2003). Im Hinblick auf die Unterscheidung von Arten und infraspezifischen Taxa der Gattung *Spartina* innerhalb von Deutschlands folgen wir MÜLLER et al. (2021).

Übergänge der von *Spartina anglica* und *S. x townsendii* dominierten Salzwiesen zu *Puccinellion*-Gesellschaften sind an der Nordseeküste nicht selten, auch wenn Aufnahmen aus Übergangsbereichen unterrepräsentiert sind. Die Zugehörigkeit zu zwei verschiedenen Klassen wurde allerdings nach der Beschreibung der *Spartinetea* durch TÜXEN (1961) kaum infrage gestellt und scheint Konsenz zu sein. Dies hängt auch damit zusammen, dass die Regularien zur Syntaxonomie die Diversifizierung artenarmer Syntaxa ermöglichen bzw. begünstigen (vgl. etwa die Diskussion in WILMANN 1998: 125 und die Übersicht der höheren Syntaxa in MUCINA et al. 2016).

Einen Gliederungsvorschlag der von *Spartina* spp. dominierten Gesellschaften in Europa haben BEEFTINK & GÉHU (1973) vorgelegt. Von den vier beschriebenen Assoziationen der Klasse kommt als einzige das *Spartinetum townsendii* (syn. *Spartinetum anglicae*) im Bearbeitungsgebiet vor, in dem zwei Sippen, die einander morphologisch sehr ähnlich sind, unterschieden werden können – *S. anglica* und *S. x townsendii* s. str., die in der Sammelart *Spartina townsendii* agg. zusammengefasst werden.

Die Gliederung der Klasse, wie sie u. a. in PREISING et al. (1994) vorgenommen wurde, wird hier übernommen (vgl. SCHAMINÉE et al. 2017).

4.1.1.1 *Spartinetum townsendii* Corrillion 1953 (*Spartinetum anglicae*) Schlickgras-Ges.

Verbreitung

Die tetraploide, fertile Art *Spartina anglica* ist mittlerweile neophytisch auch in vielen anderen Gebieten der Erde verbreitet, an der Nordsee, an den Küsten Neuseelands, Australiens, Chinas und der USA (REISE 1994b, MÜLLER et al. 2021).



Abb. 7. Polykormone von *Spartina anglica* (Bildmitte), *Zosteretum nanae* (Mitte links) und Ausscheidungen von *Arenicola marina* (insbes. Vordergrund und rechts) im Watt an der Ostseite im Süden von Sylt, Nordfriesland.

An der Atlantikküste ist das *Spartinetum townsendii* bis nach Frankreich verbreitet (GÉHU 1975). An der submeridionalen Atlantikküste und im Mediterranbereich ist stattdessen das *Spartinetum maritimae* zu finden, das auch für die Niederlande neben dem *Spartinetum townsendii* angegeben wird (FERRARI 1985, SCHAMINÉE et al. 2017).

Dort, wo die winterliche Dynamik das Erscheinen perennierender Arten nicht zulässt, sind teilweise Pionierfluren von Salicornien zu finden. In der Quellerzone sind Polykormone vom Schlickgras (*Spartina townsendii* agg.) und mehr oder weniger dichte Herden vom Queller (*Salicornia stricta* und *S. ramosissima*) häufig benachbart anzutreffen.

Ökologie und Naturschutz

Die Assoziation ist in relativ ruhigen Bereichen auf schluffigen Böden im Watt sowie Gräben zwischen den Grüppenbeeten an der Nordsee in Höhe der Quellerzone weit verbreitet. In der Ostsee kommt sie nur im Skagerrak und Kattegat vor. Für die Niederlande wird eine Zone von etwa 1 m unter bis etwa 15 cm über MTHw angegeben. Die Bestände siedeln damit etwa in Höhe der Quellerwatten und unteren Anedelzone (SYNBIO SYS 2021).

Spartina anglica besiedelt im Vergleich zu den heimischen Arten vorzugsweise schlecht drainierte Standorte, und zeigt hier die beste Wuchsrleistung (vgl. Abb. 7 und 8). Auf diese Weise kann die Art beträchtlich zur Sedimentakkumulation im Vorland beigetragen (THIES 1982). Häufige Überflutungen fördern *Spartina* im Vergleich zu *Puccinellia maritima* (HUCKLE et al. 2000). Die Streu ist schwer abbaubar, und die kleinräumige Akkumulation in dichten Beständen kann ein Absterben der Sprosskolonien bewirken (GOODMAN et al. 1959).

Die Pflanzen werden vom Weidevieh nicht verschmäht, und so sieht man hochwüchsige und nur wenig befressene Bestände innerhalb ausgedehnter Salzweiden der *Junceteta maritimi* vorzugsweise in der Mitte von Gräben, habituell einem „Irokesenschnitt“ nicht unähnlich (Abb. 8). Auch das Weidevieh geht nicht unbedingt gern ins tiefere Wasser der Gräben.

Die Assoziation ist auch in Schutzgebieten reichlich vorhanden und weitergehende Schutz- und Pflegemaßnahmen sind derzeit nicht erforderlich.



Abb. 8. Intensiv beweidete Gruppenbeete im Vorland zwischen Schlüttsiel und Dagebüll, Nordfriesland, mit von der Seite befressenen Beständen von *Spartina anglica* in den Gräben. Der Spülsaum im Vordergrund (braunes Band) markiert etwa die Grenze zwischen den *Juncetea maritimi* und dem *Lolio-Cynosurion*.

5. *Juncetea maritimi* Tx. & Oberdorfer 1958
Salzwiesen
(*Asteretea tripolium* Westhoff & Beefink 1962)

5.1 *Juncetalia maritimi* Br.-Bl. 1931 ex Tx. et Oberd. 1958
Salzwiesen

Syntaxonomie

In weit gefasster Form ließen sich nahezu sämtliche Gesellschaften der salzgeprägten Standorte des Binnenlandes und der Küsten der Holarktis in einer Klasse zusammenfassen (*Puccinellio-Salicornietea*). Diese würde vor allem folgende Syntaxa auf Klassenniveau integrierten: *Thero-Salicornietea*, *Salicornietea fruticosae*, *Spartinetea* und *Juncetea maritimi* im hier verstandenen Sinne (u. a. LAUSI & FEOLI 1979, FERRARI et al. 1985, MUCINA 1993). LAUSI & FEOLI (1979) und darauf aufbauend MUCINA (1993) sowie MUCINA et al. (2016) schlagen vor, die mediterran-atlantisch bis baltisch verbreiteten Salzrasen-Gesellschaften als Klasse zusammenzufassen und von den pannonischen Salzrasen des Binnenlandes zu trennen. Die Trennung der küstengebundenen Salzrasen gegenüber den binnenländischen ist jedoch floristisch kaum zu begründen. Die Binnenlandsalzrasen in Mitteleuropa zeigen eine stärkere Affinität zu denen der Nord- und Ostseeküste und die pannonischen teilweise zu den mediterranen Gesellschaften und jenen des irano-turanischen Raumes. Es gibt viele verbindende Taxa und Übergänge in der Artenzusammensetzung. WENDELBERGER (1943, 1951) hat von den binnenländischen Salzstellen östlich des Neusiedler Sees den Verband *Juncion gerardii* mit vier kontinental verbreiteten Assoziationen aufgestellt, der durch *Scorzonera parviflora* und *Taxacum bessarabicum* gegenüber dem *Armerion maritimae* differenziert ist. Der Verband wird von VICHEREK (1973) zu den *Scorzonero-Juncetalia gerardii* gestellt, so auch von MUCINA (1994). Zumindest das *Junco-Scorzoneretum parviflorae* ist gegenüber dem *Juncetum gerardii* floristisch so schwach differenziert, dass eine Zuordnung zu unterschiedlichen Ordnungen arbiträr erscheint.

Die Salzvegetation im Binnenland ist allerdings aufgrund der häufig isolierten Lage der Fundorte zumeist deutlich artenärmer.

Im Folgenden bleibt die Problematik der Zuordnung binnenländischer Salzrasen der subkontinentalen beziehungsweise submeridionalen Zone ausgeklammert. Weitgehender Konsens besteht derzeit bei den Vegetationskundlern in Mittel- und Westeuropa, die strukturell geschlossenen Salzrasen des mittleren und oberen Geolitorals zu einer eigenen Klasse zusammenzufassen. Denn eine Trennung der arktischen, borealen, temperaten und mediterranen Salzrasen auf Klassenniveau (*Asteretea* gegenüber den *Juncetea maritimi*) ist floristisch kaum zu begründen. Wir betrachten die Klasse *Juncetea maritimi* und *Asteretea tripolium* (u. a. in BEEFTINK 1968) bzw. *Asteretea tripolii* (zumeist) als synonym, wie dies mittlerweile üblich ist (vgl. POTT 1995, MUCINA et al. 2016, SCHAMINÉE et al. 2017, BERGMEIER 2020).

Wie für viele andere Klassen auch bleibt zu vermuten, dass vor allem die Zuordnung der Gesellschaften in den Randbereichen – hier: zum Meer hin und die Übergänge der Halo- zur Hygro- bzw. Xeroserie – vermutlich noch für längere Zeit Gegenstand der Diskussion bleiben dürfte. In Bezug auf praktische Belange und Naturschutzmaßnahmen ist diese Frage allerdings eher von sekundärer Relevanz.

Die hier unterschiedenen Verbände innerhalb der *Juncetea maritimi* nehmen in Bezug auf die Lage zum Meeresspiegel in aller Regel eine unterschiedliche Position ein und sind entsprechend gut floristisch charakterisiert. Allerdings gab es in Bezug auf die Zuordnung insbesondere bei zwei Assoziationen unterschiedliche Ansichten. Sowohl das *Plantagini-Limonietum* als auch das *Artemisietum maritimae* wurden verschiedentlich dem *Puccinellion-* oder *Armerion-*Verband zugeordnet. Inzwischen wird das *Plantagini-Limonietum* überwiegend zum *Puccinellion* und das *Artemisietum maritimae* dem *Armerion* zugeordnet. POLTE (2004b) gliedern das *Artemisietum maritimae* im Gegensatz etwa zu BRAUN-BLANQUET & DE LEEUW

(1936) und in Übereinstimmung z.B. mit Dierssen (1988), Preisung et al. (1994) oder auch SCHAMINÉE et al. (2017) in den *Armerion*-Verband ein. Allerdings gibt es bei beiden Assoziationen nassere und trockenere, häufiger und weniger häufiger überflutete Ausbildungen.

Die noch regelmäßig überfluteten Salzwiesen der unteren Salzwiesenzone sind im *Puccinellion maritimae* zusammengefasst. Wir unterscheiden hier in Übereinstimmung mit PREISING et al. (1994) sowie SCHAMINÉE et al. (2017) drei Assoziationen innerhalb des Verbandes – *Puccinellietum maritimae*, *Halimionetum portulacoidis* und *Plantagini-Limonietum*.

Viele Autoren trennen ein *Puccinellio-Spergularion salinae* als eigenen Verband ab, zuerst BEEFTINK (1965), später auch SCHAMINÉE et al. (2017). Diese Abgrenzung ist standörtlich begründet (Störstellen). MUCINA (1993) trennt auf Solontschakböden im pannonischen Raum ein *Puccionellion peisonis* Wendelberger 1943 corr. Soó 1957 innerhalb der Ordnung *Crypsidetalia aculeatae* Vicherik 1973 ab. Die kennzeichnende Sippe, *Puccinellia festuciformis* subsp. *intermedia* (= *P. salinaria*) ist unter subkontinental-kontinentalen Verhältnissen von Österreich bis Bulgarien verbreitet.

Standörtlich korrespondieren die Bestände näherungsweise mit jenen des *Spergulario-Puccinellietum distantis*. Ferner unterscheidet MUCINA (1993) innerhalb der Ordnung *Puccinellietalia* Soó 1947 em. Vicherek 1973 ein *Puccinellion limosae* von gestörten Solonez-Böden. Die namengebende Sippe, *Puccinellia distans* subsp. *limosa* = *P. limosa* ist von Mitteldeutschland (Sachsen-Anhalt und Thüringen, u. a. SCHOLZ 1962) bis Moldavien verbreitet; ihre standörtliche Amplitude ist offensichtlich weit. Die Datenbasis für den überregionalen Vergleich von Vegetationstypen des *Puccinellion maritimae* mit solchen von *Puccinellia distans* agg., *Puccinellia festuciformis* und anderen *Puccinellia*-Sippen ist für eine vergleichend synsystematische Bearbeitung derzeit noch nicht befriedigend aufbereitet (vgl. FERNALD & WETHERBY 1961, GRAY & SCOTT 1977 und 1980, MORAVKOVÁ et al. 2001).

Der *Armerion*-Verband wurde vielfach aufgegliedert, und insbesondere das *Juncetum gerardii* s.l. mit unterschiedlichen Namen versehen. Floristisch ist der Unterschied zwischen den von SCHAMINÉE et al. (1998) unterschiedenen Gesellschaften *Juncetum gerardii* und *Armerio-Festucetum litoralis* zumindest an den Küsten Norddeutschlands kaum nachzuvollziehen. Deswegen werden beide Gesellschaften hier als Ausbildungsformen derselben Assoziation aufgefasst. Bei der Bearbeitung der Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns wird dem *Armerion* ein *Hordeetum secalini* Krisch 1974 zugeordnet (in PASSARGE 1999 als *Junco gerardii-Hordeetum secalini*). *Hordeum secalinum* ist auch entlang der Nordseeküste weit verbreitet und tritt gelegentlich bestandsbildend auf, z. B. im *Lolio-Cynosuretum* an Deichfüßen (u. a. RICHTER 1987 als *Hordeum secalinum*-Wiese), und zwar weitgehend außerhalb des Einflusses durch Überschwemmungswasser. Es bietet sich daher nicht an, das fazielle Auftreten einer auffälligen Art zur Aufstellung von Einheiten in unterschiedlichen Klassen zu verwenden. Insofern lassen sich die Bestände in Mecklenburg noch dem *Juncetum gerardii* zuordnen und jene an der schleswig-holsteinischen Westküste und in Niedersachsen zumeist dem *Cynosurion*, wie etwa in ROSSKAMP (2001) als *Lolio-Cynosuretum hordeetosum*.

Auch das *Juncetum botnici* Christiansen 1927, *Junco (gerardii)-Plantaginetum maritimae* Feekes 1936, *Armerio-Festucetum maritimae* Br.-Bl. & De Leeuw 1936 p.p., *Agrostis alba-Junco gerardii*-Ass. Tüxen 1950, *Festuco-Junco gerardii* Warming 1906 emend. Géhu in Géhu et al. 1983, *Alopecuro (bulbosi)-Junco gerardii* n.n. ap. Bouzillé et al. 2001 sowie zumindest ein Großteil der Bestände des *Junco gerardii-Artemisietum salinae* Passarge 1999, *Festuco salinae-Junco gerardii* Duty et Schmidt 1966, *Glauc-Junco gerardii* Mahn et Schubert 1992, und *Junco gerardii-Agrostietum maritimae* Müller-Stoll et Götz 1962 in PASSARGE (1999) können einem eher breit gefassten *Juncetum gerardii* zwanglos zugeordnet werden.

Schwieriger ist dagegen die Abgrenzung einiger relativ artenreicher Gesellschaften im höhergelegenen *Armerion*. Die Unterscheidung wird insbesondere dadurch erschwert, dass die Stetigkeitsverhältnisse an der Nord- und Ostsee durchaus unterschiedlich sein können, aber auch weil verschiedene Autoren ein unterschiedlich enges bzw. weites Verständnis entsprechender Gesellschaften und Fazies zugrunde legen. Hinzu kommen Übergänge und Verzahnungen im Gelände entlang ökologischer Gradienten. Aus diesem Grund werden innerhalb synsystematischer Übersichten zu den Salzwiesen innerhalb des *Armerion* häufig unterschiedliche

Kompositionen von Gesellschaften genannt. Assoziationen, die z. B. recht häufig unerwähnt bleiben, sind das *Junco-Caricetum extensae* Br.-Bl. & De Leeuw 1936 bzw. *Odontito litoralis-Caricetum extensae* (Libbert 1940) ex Passarge 1999 und/oder das *Ononido-Caricetum distantis* Tx (1955) ex Runge 1966. Und selbst wenn man die drei in PASSARGE (1999) unterschiedenen Assoziationen *Ononido-Caricetum distantis*, *Centaurio-Caricetum distantis* (Jeschke 1968) ex Passarge 1999 und *Agrostio-Caricetum distantis* Soó 1939 zusammenfassen würde, was nach Vergleich der Tabellen zumindest teilweise gut möglich ist, bleibt die Abgrenzung gelegentlich schwierig. Von PREISING et al. (1994) sowie SCHAMINÉE et al. (2017, vgl. SYNBIOSYS 2021) wird von beiden Gesellschaften lediglich das *Junco-Caricetum extensae* angeführt, wenngleich hochgelegene Salzwiesen mit *Ononis spinosa* und *Carex distans* auch an der Nordsee vorkommen (GLAHN 1986). FRÖDE (1957/58) hat eine *Carex extensa-Samolus valerandi*-Gesellschaft mit Aufnahmen von Hiddensee belegt, die dem *Junco-Caricetum extensae* in einer röhrlichtartigen Ausbildung zumindest sehr nah steht und in der *Carex distans* mit Stetigkeit III aufgeführt ist (vgl. auch HÄRDTLE 1984, SCHERFOSE 1986, HOBOHM 1993, POTT 1995, PASSARGE 1999, BERG et al. 2001, POLTE 2004b, GETTNER 2011).

Eine Trennung des *Juncetum gerardii* als Zentralsoziation vom *Junco-Caricetum extensae*, *Ononido-Caricetum distantis* und *Oenantho-Juncetum maritimi*, wie wir sie hier vornehmen, bedarf letztlich noch weiterer Analysen. Nach eigener Anschauung kommen alle vier Assoziationen sowohl an der Nordsee wie auch an der Ostsee vor, und sie sind zumeist eindeutig anzusprechen.

Die Auseinandersetzung mit der Systematik und Taxonomie der Quecken ist in doppelter Hinsicht schwierig. Dabei geht es gar nicht so sehr um die taxonomische Bewältigung der Sippenvielfalt, denn insbesondere KRISCH (1986, 2007), GLAHN (1986) und GLAHN et al. (1987) haben Quecken im eigentlichen Sinne unter die Lupe genommen und die Merkmale zur Bestimmung auch der Hybriden an den Küsten in vorbildlicher und nachvollziehbarer Weise aufgeschlüsselt (cf. JÄGER 2017, MÜLLER et al. 2021).

Deutlich erschwerender ist dagegen das Namenhopping sowohl bei den Sippen als auch bei den Assoziationen. So hieß eine an der Nordsee recht häufig verbreitete Sippe, die *Strand-Quecke*, die kaum jemals am Strand oder in den Dünen, dagegen regelmäßig und inzwischen z. T. flächendeckend in höhergelegenen Salzwiesen zu finden ist, schon mal *Triticum athericum*, *Agropyron littorale*, *A. pungens*, *A. pycnanthum*, *Elytrigia pycnanthus*, *E. atherica* und zur Zeit scheint sich der Name *Elymus athericus* einzupendeln. Und auch die Neigung, möglichst immer den aktuellsten Namen einer Gesellschaft in Anlehnung an die Aktualisierung des Namens der bezeichnenden Sippe quasi hinterhereilend anzupassen, scheint nicht geeignet, einen Beitrag zur Klärung zu leisten, zumal derartige Entwicklungen gelegentlich kreisförmige Bewegungen vollziehen. Die ganze Angelegenheit wird dann auch noch durch den Vergleich unterschiedlicher Floren und pflanzensoziologischer Gliederungskonzepte für verschiedene Regionen in Mitteleuropa erschwert. Es besteht von daher das dringende Bedürfnis, hier eine Klärung herbeizuführen. Glücklicherweise ist die leicht kenntliche Art *Elymus athericus* in den Quecken-Salzrasen der Nordsee häufig und sie ist an der Ostsee extrem selten oder vielleicht auch gar nicht (mehr?) zu finden. Zudem ist sie von *Elymus repens*, der zweiten neben den Hybriden in Salzwiesen der Nord- und Ostsee verbreiteten Art, selbst steril gut zu unterscheiden. Wir übernehmen hier die Zweigliederung der Queckengesellschaften in Salzwiesen entsprechend GLAHN (1986) und unterscheiden auf dieser Basis das *Agropyretum litoralis* Br.-Bl. et De Leeuw 1936 (syn. *Atriplici-Elymetum atherici pycnanthi* Br.-Bl. et De Leeuw 1936) und das *Astero-tripoliü-Agropyretum repentis* von Glahn 1986. Das *Agropyretum litoralis* ist dem *Beto-Agropyretum pungentis* Géhu 1975 bzw. *Agropyretum pungentis* Géhu 1963 an der franz. Kanalküste sehr ähnlich, in der Artenzusammensetzung dagegen deutlich getrennt vom *Festuco-Elytrigietum athericae* Brullo in Brullo et al. 1988 auf Sizilien. Die Zuordnung des *Astero-Agropyretum repentis* zum *Armerion* an der Ostsee fällt naturgemäß schwer, weil Halophyten in dieser Gesellschaft zurücktreten und viele Übergänge zum wechselfeuchten Wirtschaftsgrünland oder auch zu Spülsaumgesellschaften vorhanden sind.

Tabelle 8. Übersicht der diagnostischen Gefäßpflanzenarten der Klasse *Juncetea maritimi*; zu Stetigkeits- und Dominanzverhältnissen vgl. Text und die auf einzelne Assoziationen Bezug nehmenden Tabellen.

Klasse, Ordnung; KC und OC Salzwiesen: <i>Juncetea maritimi</i> / <i>Juncetalia maritimi</i> ;	Verband; VC/DV	Assoziation	AC
<i>Tripolium pannonicum</i> , <i>Glaux maritima</i> , <i>Triglochin maritimum</i>	Andelzone: <i>Puccinellion maritimae</i> ; <i>Salicornia europaea</i> agg. (DV), <i>Suaeda maritima</i> (DV)	Andel-Rasen: <i>Puccinellietum maritimae</i>	<i>Puccinellia maritima</i> (dominant)
		Keilmelden-Gesellschaft: <i>Halimionetum portulacoidis</i>	<i>Halimone portulacoides</i>
		Strand-Wegerich- Strandflieder-Gesellschaft: <i>Plantagini-Limonietum</i>	<i>Limonium vulgare</i> , <i>Plantago maritima</i>
	Salzschwaden-Schuppenmieren- Gesellschaften: <i>Puccinellio-Spergularion salinae</i> ; <i>Salicornia europaea</i> s. str. (DV), <i>Suaeda maritima</i> (DV)	Schuppenmieren Salzschwaden -Gesellschaft: <i>Spergulario-Puccinellietum</i>	<i>Puccinellia distans</i> , <i>Spergularia marina</i>
		Haar-Salzschwaden- Gesellschaft: <i>Puccinellietum capillaris</i>	<i>Puccinellia capillaris</i>
	Bodden-Binsen-Zone: <i>Armerion maritimae</i> ; <i>Armeria maritima</i> (VC), <i>Festuca rubra</i> (DV), <i>Agrostis stolonifera</i> (DV), <i>Potentilla anserina</i> (DV), <i>Atriplex postrata</i> (DV)	Bodden-Binsen- Gesellschaft: <i>Juncetum geradii</i>	<i>Juncus geradii</i>
		Strand-Wermut- Gesellschaft: <i>Artemisietum maritimae</i>	<i>Artemisia maritima</i>
		Kriech-Quecken-Salzwiese: <i>Astero-Agropyretum</i>	<i>Elymus repens</i>
		Strand-Quecken- Gesellschaft: <i>Agropyretum litoralis</i>	<i>Elymus athericus</i>
		Quellried-Gesellschaft: <i>Blysmetum rufi</i>	<i>Blysmus rufus</i>
		Strand-Binsen-Gesellschaft: <i>Oenantho-Juncetum maritimi</i>	<i>Juncus maritimus</i> , <i>Oenanthe lachenalii</i>
		Salz-Seggen-Gesellschaft: <i>Junco-Caricetum extensae</i>	<i>Carex extensa</i> , <i>Juncus anceps</i>
		Haucheichel-Gesellschaft: <i>Ononido-Caricetum distantis</i>	<i>Carex distans</i> , <i>Ononis spinosa</i>
		Krähenfuß-Wegerich- Mastkraut-Fluren: <i>Saginon maritimae</i> ; <i>Plantago coronopus</i> (DV), <i>Centaureum pulchellum</i> (DV), <i>Carex arenaria</i> (DV), <i>Potentilla anserina</i> (DV)	Strand-Mastkraut- Löffelkraut-Gesellschaft: <i>Sagino-Cochlearietum danicae</i>
	Strand-Tausendgüldenkraut- Mastkraut-Gesellschaft: <i>Centaurio-Saginetum nodosae</i>		<i>Centaureum litorale</i> , <i>Sagina nodosa</i>

In Bezug auf die Eingliederung des *Saginion maritimae* Westhoff et al. 1962 in die *Juncetea maritimi* folgen wir der Argumentation in DIERSSEN (1988) und POLTE (2004b). Die Zuordnung der beiden Assoziationen *Centaurio littoralis-Saginetum nodosae* Diemont et al. 1940 sensu POTT 1995 und *Sagino maritimae-Cochlearietum danicae* Tx. & Gillner 1957 zum *Saginion* entspricht dem Vorschlag in HOBOHM (1993) sowie SCHAMINÉE et al. (2017).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Tabelle 8 gibt Auskunft über diagnostisch wichtige Arten der Syntaxa innerhalb der Klasse *Juncetea maritimi*.

Verbreitung

Die Klasse ist holarktisch, von der Subarktis über die temperaten bis zu den subtropischen Gebieten entlang der europäischen, nordamerikanischen und japanischen Küsten sowie an Salzstellen im Binnenland verbreitet (POTT 1995, WILMANN 1998).

Ökologie und Naturschutz

Die Grundzüge ökologisch-pflanzensoziologischer Konnexen von Salzwiesen sind bereits in vielfältiger Weise dargestellt worden (vgl. BEEFTINK 1959, 1965 und 1977, BEEFTINK et al. 1983, GROENENDIJK 1984, BERNHARDT 1993, POTT 1995, BERNHARDT et al. 1995, WILMANN 1998, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Aber auch eine noch so genaue Bestimmung ökologischer Bedingungen wird die Artenzusammensetzungen im Detail nur ungenügend erklären können, denn das historische Geschehen trägt ebenfalls zum Verständnis der lokalen und regionalen Artenkombinationen bei. Oft fehlen einzelne, eigentlich zu erwartende Arten, weil sie mutmaßlich einfach noch nicht zugewandert oder aufgrund ungünstiger Bedingungen in der Vergangenheit bereits wieder verschwunden sind. Aus diesem Grund sind Binnenland-Salzstellen häufig vergleichsweise artenarm, wie u. a. die einartigen *Puccinellia distans*-Streifen entlang der mit Streusalz versehenen Straßen bezeugen, die man durchaus als fragmentarische Ausbildung des *Spergulario-Puccinellietum* auffassen kann. Umgekehrt können Arten, die sich vor Ort etabliert haben, z. T. noch recht lange überdauern, auch wenn die Bedingungen inzwischen nicht mehr optimal sind. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass ökologische Bedingungen und Veränderungen in der Vergangenheit und aktuelle Standortbedingungen für die jeweilige Artenzusammensetzung vor Ort gleichermaßen bedeutsam sind (vgl. JANIŠOVÁ et al. 2020).

Die von der Überflutungshäufigkeit abhängige Lage der Salzvegetation wurde bereits früh untersucht, und GILLNER (1960: 144) schreibt dazu:

„Gewöhnlich denkt man sich wohl die Zonierung als eine Folge der Überflutungen. Die Ursachen der Zonierung können jedoch viel verwickelter sein . . . „

Und so sind es vor allem Bodeneigenschaften wie Korngröße und Lagerungsdichte, die Dynamik des Meeres, Beweidungsdruck, Mahd und andere Nutzungen, die Überflutungshäufigkeit und Feuchte sowie das historische Geschehen, welche in Kombination die Artenzusammensetzung bestimmen (FRAHM 1971, BAKKER 1978, ANDRESEN et al. 1990, DIERSSEN et al. 1991, DORMANN 2000, DORMANN et al. 2000, DUOMANN & BAKKER 2000).

Nach GILLNER (1960) markiert die untere Grenze der Andelrasen an der südschwedischen Küste etwa den Übergang vom Geo- zum Hydrolitoral, also den mittleren Wasserstand. Die allermeisten geschlossenen Salzwiesen sind oberhalb dieser Grenze zu finden. Dabei ist anzunehmen, dass die untere Grenze der von ausdauernden Gefäßpflanzen beherrschten Salzwiesen nahezu ausschließlich durch abiotische Faktoren bestimmt wird und die postglaziale Geschichte in diesem Fall nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Viele ökologische Analysen beziehen sich auf das Verhältnis von Überflutungshäufigkeit, Produktivität, Mahd und Beweidung oder Teilaspekte davon (u. a. JENSEN 1985a, RAHMANN et al. 1987, SCHERFOSE 1990 und 1993, LENSSEN et al. 1995, MEYER et al. 1995, MEYER & REINKE 1996, KIEHL 1997, JUTILA 1998, SIEGER 2004). Die Mahd von Salzwiesen spielt an beiden Küsten nur noch eine untergeordnete Rolle, während die Beweidung sowohl aus Gründen des Deich-

schutzes, z. T. aber auch aus Naturschutzgründen für notwendig erachtet wird. Generell wird die Produktivität durch oberirdischen Biomasseentzug in häufig überfluteten Zonen nur wenig herabgesetzt. Die Auswirkungen in den höher gelegenen Salzwiesen entspricht im Wesentlichen den Beobachtungen im Grünlandbereich. Das Ziel der Eliminierung von Nährstoffen ist durch Mahd im Vergleich zur Beweidung in aller Regel schneller zu erreichen, während die Beweidung eher zu unterschiedlichen Kleinstrukturen infolge von Verbisspräferenzen und mechanischer Trittwirkung führt. Beide Nutzungen können recht kurzfristig das Lichtklima verändern und dadurch bei nicht zu hoher Besatzdichte artenreichere Ausbildungen begünstigen.

Obgleich die Bestände der *Juncetea maritimi* zumeist recht artenarm sind, sind auch einige seltene Sippen im Wattenmeer bzw. an der Ostsee vertreten. Die eher südlich verbreitete Art *Hordeum marinum*, von SCHAMINÉE et al. (1998) aus den Niederlanden als bezeichnende Art des *Parapholido strigosae-Hordeetum maritimi* aufgefasst und hier zum Verband *Puccinellio-Spergularion salinae* gestellt, hat insgesamt eine weite standörtliche Amplitude in offenen Salzrasen unterschiedlicher Wasser- und Salinitätsstufen (JAGER & WEEDA 2000). Die Art wurde in der Vergangenheit sehr selten auch an der deutschen Nordseeküste angetroffen und erreichte hier ihre nördliche Arealgrenze. Sie gilt derzeit in Deutschland als ausgestorben. *Bupleurum tenuissimum* ist an den Küsten der Nord- und Ostsee eine recht seltene und offensichtlich immer noch zurückgehende Art. Dort, wo die Art zu finden ist, charakterisiert sie insbesondere die hochgelegenen, lückigen Salzweiden der *Juncetea maritimi* (MÜLLER et al. 2021, NETPHYD & BFN 2013). *Puccinellia capillaris* gehört zu den schwierigen Sippen des *Puccinellia distans*-Formenkreises (vgl. auch PERRING & WALTERS 1962). Auch diese Art ist sicherlich selten, wenn auch vermutlich hier und da übersehen. Über Tendenzen des Rückgangs oder Ausbreitung ist hingegen kaum etwas bekannt und die entsprechenden Vorkommen sollten in Monitoringprogramme eingebunden werden.

Zooökologische Arbeiten konzentrieren sich überwiegend auf ausgewählte Vegetationsmosaik der Salzmarschen. Vielfach ging es darum, entlang eines Höhengradienten – Überflutungshäufigkeit, Kochsalzgehalt – ein Muster der Artenverteilung oder die Wechselbeziehung zwischen definierten Wirtspflanzen und ihrem Phytophagenkomplex zu analysieren. Für einige ausgewählte Gruppen ließen sich enge Bindungen an bestimmte Zonen innerhalb der Gradienten belegen, so für Ephydriden (Salzfliegen; DAHL 1959), *Coleoptera* (Käfer; HEYDEMANN 1963, IRMLER et al. 2002), Turbellarien (Strudelwürmer; BILIO 1963 und 1964), *Acari* (Milben; WEIGMANN 1973), oder *Cecidomyiidae* (*Diptera*; Gallmücken). Für andere Gruppen sind derartige Bindungen eher schwach, wie etwa TSCHIRNHAUS (1981) für Halm- und Minierfliegen (*Diptera*) zeigen konnte.

Nach der Roten Liste der Habitate Europas sind die Salzwiesen der Ostsee insgesamt als „*endangered*“, die der Nordsee etwas weniger stark gefährdet als „*vulnerable*“ eingestuft. Zu den Bedrohungsfaktoren gehören Aktivitäten in der Landwirtschaft, Urbanisierung, Küstenschutzmaßnahmen, Bau von Siedlungen und kommerziellen Einrichtungen und die Verschmutzung (ESSINK & WOLFF 1978, JANSSEN et al. 2016: Fact Sheets A.2.5.A und A.2.5.B).

Möchte man für einzelne Salzwiesengebiete geeignete Schutz- und Pflegemaßnahmen entwickeln, so ist es wichtig, grundsätzlich die jeweiligen Gebiete und Flächen an der Nord- und Ostsee differenziert zu betrachten. Auch wenn sich das Arteninventar vieler Salzwiesengesellschaften an Nord- und Ostsee mitunter nur wenig unterscheidet, so gibt es doch erhebliche Unterschiede in der Genese der jeweiligen Flächen. Dabei finden sich, infolge der durch die Schleppekraft des Wasser gesteuerten Sedimentationsprozesse, gröbere (sandige) Sedimente eher seeseitig, und feinere (schluffig-tonige) Sedimente eher in weniger dynamischen Abschnitten. Mit dieser Korngrößendifferenzierung gehen charakteristische chemische und physikalische Eigenschaften der Böden einher. Auf sandigen Substraten ist die Durchlüftung des Bodens grundsätzlich besser und eine zeitweilige Anoxizität des Solums geringer, während schluffig-tonige Böden einen höheren Kapillaraufstieg des Grundwassers erlauben und mit einer hohen Anoxizität des Solums, d.h. niedrigem Redoxpotential, einhergehen. Auch wenn viele *Armerion*-Gesellschaften strandtopographisch höher liegen als die entsprechenden *Puccinellion*-Gesellschaften, so sind doch auch viele Arten der höheren Salzwiesen an eine längere Anoxizität bzw. Vernässung des Solums gut angepasst.

An der praktisch gezeitenfreien Ostseeküste ist die Genese der entsprechenden Flächen häufig mit einer Ausgleichsküstenbildung verbunden, infolge derer Strandwallsysteme und Strandseen entstehen. Da die Sohlen der Strandwälle wie auch die Uferbereiche der Strandseen unter ständigem Salz- oder Brackwassereinfluss stehen, können diese vermooren und salzhaltige Torfe bilden, welche wiederum das Substrat für viele Ostseesalzwiesen bilden – *Salzwiesentorfe* im Sinne von JESCHKE (1983). Die meisten dieser Torfe bestehen vielfach aus der Rhizom- und Wurzelmasse von Röhrichtarten bzw. je nach Nutzung auch Salzwiesenarten, unterbrochen von mineralischen Ton-, Schluff- oder Feinsandeinlagerungen, welche auf eine entsprechende Überflutungsdynamik hinweisen (HÄRDTLE 1984).

Grundsätzlich ist die Frage, ob man Salzwiesen als Kulturlandschaften erhalten möchte, normativ, da man auch eine eigendynamische Entwicklung der Küstenvegetation der Ostsee und somit auch grundsätzlich eine entsprechende „Nullnutzung“ als Entwicklungsziel vertreten kann. Will man Salzwiesen als Kulturlandschaft bzw. als Ersatzgesellschaften natürlicher Röhrichtvegetation bewahren, z. B. weil entsprechende Gebiete als Salzwiesen-FFH-Lebensraum gemeldet sind), so bedarf es einer Entwicklung gebietsspezifischer Pflegekonzepte, welche oftmals Ausdruck eines Konsenses zwischen möglichen Entwicklungszielen repräsentieren, da sich eben nicht immer Ziele zum Schutz ganz verschiedener Artengruppen, z. B. ein gleichzeitiger Schutz bestimmter Arten der Avifauna, Insektenschutz oder Schutz einer spezifischen Salzwiesenvegetation innerhalb derselben Fläche, ohne weiteres vereinbaren lassen. Oberstes Ziel sollten dabei die Ziele der Biodiversitätskonvention (CBD) und der Artenschutz sein, auf die sich ein überaus großer Teil der internationalen Gemeinschaft verständigt hat.

Der weitaus größte Teil der Salzwiesen wurde bis ins letzte Jahrhundert durch Beweidung oder Mahd genutzt. Die Intensität der Nutzung bis hin zur Nullnutzung ist bis heute eine wichtige Frage im regionalen Management. Eine Fortführung der entsprechenden Nutzung ist vielfach Voraussetzung für die Erhaltung der heute oftmals nur noch kleinflächigen Bestände. Gilt eine solche Erhaltung der Salzwiesenvegetation als konsensfähiges Ziel, so sollten die Maßnahmen in einem betrachteten Gebiet darauf zielen, ein möglichst breites und gebietsspezifisches Spektrum an Salzwiesenarten zu bewahren. Die Salzgehalte fallen tendenziell von der Nordsee über die schleswig-holsteinische und mecklenburgische bis zur vorpommerschen Küste ab. Entsprechend steigt die Bedeutung von Beweidungsmaßnahmen für die Erhaltung von Salzwiesen.

In der Praxis hat sich oftmals eine extensive Beweidung mit Rindern (z. B. Färsen oder Ochsen) als zweckmäßig erwiesen, wobei die Beweidungsdichte einer gebietsspezifischen Festlegung bedarf. Auf mineralischen (insbesondere sandigen) Böden können sich etwas höhere Beweidungsdichten (um 0,5 GV) als zweckmäßig erweisen, da das Substrat unempfindlicher gegenüber der mit einer mechanischen Belastung einhergehenden Beweidung reagiert. Böden mit hohem Gehalt an organischer Substanz oder organogene Nassböden (Torfe) sollten möglichst extensiv (max. 0,3 GV) und evtl. auch nur zeitweilig während der Vegetationsperiode beweidet werden. Die Beweidungsintensität sollte sich dabei aber nicht nur nach der vorherrschenden Bodensituation, sondern auch an den jeweiligen Zielarten und Lebensgemeinschaften orientieren, welche grundsätzlich unterschiedliche Beweidungsempfindlichkeiten zeigen. In jedem Fall ist es zweckmäßig, die Beweidungsintensität wie auch die Frage der zum Einsatz kommenden Weidetiere am jeweiligen Sukzessionsstadium auszurichten, da sich diese deutlich im Hinblick auf ihre Fraßpräferenzen und Fraßbilder unterscheiden. Eine zu intensive Beweidung fördert in erster Linie niederwüchsige und lückige Salzrasen wie Andel- und Boddenbinsenbestände, und überweidete Flächen erreichen nicht ihre potentielle Artenvielfalt (GILLNER 1960, SCHMEISKY 1977, SCHERFOSE 1993). Zu hohe Besatzdichten können wie die Nullnutzung zu einem Rückgang der Bodenbrüter und entsprechenden Gelege führen. Sie begünstigt die Verdichtung des Bodens, welche wiederum Konsequenzen für die Belüftung der Böden, den Bodensalzgehalt und die Entwicklungschancen mancher Salzwiesenarten ungünstig beeinflussen (SCHMEISKY 1977). An stärker ausgesüßten Bereichen fördert Überweidung einer Entwicklung artenarmer Flutrasen. Diese Befunde unterstreichen, dass Pflegekonzepte gebietsspezifisch entwickelt und Effekte ihm Rahmen geeigneter Monitoringprogramme überprüft werden müssen, um eine Monotonisierung von Flächen, übermäßigen Verbiss oder Vertritt, Überdüngung zu vermeiden.

Alle Küstensalzwiesen der *Juncetea maritimi* sind nach der europäischen FFH-Richtlinie über das Bundesnaturschutz-Gesetz und die entsprechenden Regularien auf Landesebene geschützt und es besteht für sie ein generelles Verschlechterungsverbot (Art. 6). Dabei gilt es zu beachten, dass auch die natürliche Sukzession unter den Bedingungen artifizierlicher Veränderungen wie Deichbauten, Küstenschutzmaßnahmen, Befestigung von Wegen, die regional zu einer erheblich reduzierten Dynamik im Küstenraum geführt haben, zu einer Verschlechterung der Standortbedingungen beitragen kann. Das Leitmotiv der Einrichtung von Nationalparks (BNatSchG § 24), der Gedanke des Prozessschutzes und der Erhaltung von Wildnis kann unter Umständen auf diese Weise mit den Vorgaben europäischer Rahmenrichtlinien in Konflikt geraten. Auch nach der Convention on Biological Diversity (CBD) ist dem Artenschutz im Zweifelsfall die höchste Priorität beizumessen.

Die Zuordnung der Pflanzengesellschaften zu den im Anhang der FFH-Richtlinie genannten Lebensraumtypen ist den Kartieranleitungen der Länder zu entnehmen (BRANDT & ENGELSCHALL 2011, LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 2011 und 2013, LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2021, VON DRACHENFELS 2021).

5.1.1 *Puccinellion maritimae* Christiansen 1927 em. Tx. 37 Andelzone

Tabelle 9 gibt Auskunft über Vorkommen von *Puccinellion*-Gesellschaften an der Nord- und Ostseeküste und über bezeichnende Arten.

Tabelle 9. *Puccinellion*-Gesellschaften innerhalb Norddeutschlands an der Nord- und Ostsee mit Angaben zur Stetigkeit bezeichnender Arten (gemeinsame Arten mit hoher Stetigkeit fett gedruckt; Quellen vgl. Text sowie folgende Tabellen).

	Nordsee	Ostsee
<i>Puccinellietum maritimae</i>	<i>Puccinellia maritima</i> (100) <i>Tripolium pannonicum</i> (69) <i>Salicornia europaea</i> (69) <i>Suaeda maritima</i> (67) <i>Spergularia media</i> (62) <i>Halimione portulacoides</i> (57) <i>Glaux maritima</i> (56) <i>Limonium vulgare</i> (54)	<i>Puccinellia maritima</i> (99-100) <i>Tripolium pannonicum</i> (62-73) <i>Spergularia marina</i> (56-62) <i>Salicornia europaea</i> (51-52) <i>Plantago maritima</i> (49-51) <i>Agrostis stolonifera</i> (25-56)
<i>Halimionetum portulacoidis</i>	<i>Halimione portulacoides</i> (100) <i>Puccinellia maritima</i> (80-100) <i>Limonium vulgare</i> (62-100) <i>Suaeda maritima</i> (60-97) <i>Salicornia europaea</i> agg. (59-80) <i>Tripolium pannonicum</i> (40-91) <i>Plantago maritima</i> (38-60) <i>Artemisia maritima</i> (35-60)	.
<i>Plantagini-Limonietum</i>	<i>Limonium vulgare</i> (100) <i>Plantago maritima</i> (97) <i>Puccinellia maritima</i> (83) <i>Triglochin maritimum</i> (83) <i>Tripolium pannonicum</i> (76) <i>Halimione portulacoides</i> (76) <i>Glaux maritima</i> (59) <i>Suaeda maritima</i> (52)	<i>Limonium vulgare</i> (100) <i>Festuca rubra</i> (100) <i>Plantago maritima</i> (97) <i>Puccinellia maritima</i> (97) <i>Triglochin maritimum</i> (97) <i>Glaux maritima</i> (94) <i>Tripolium pannonicum</i> (91) <i>Juncus gerardii</i> (91) <i>Armeria maritima</i> (91) <i>Agrostis stolonifera</i> (64)

5.1.1.1 *Puccinellietum maritimae* Christiansen 1927

Andel-Rasen

(*Astero-Glycerietum maritimae* van Langendock 1931)

Verbreitung

Puccinellia maritima ist im Osten der USA und innerhalb Europas von Island, Skandinavien, NW-Russland und Estland bis nach Marokko und Italien atlantisch verbreitet. Nach derzeitigem Kenntnisstand kommt die Art u. a. in Finnland, Litauen, Lettland sowie auf Korsika, Sardinien, östlich von Italien sowie östlich von Marokko am Mittelmeer nicht vor (MÜLLER et al. 2021, EURO+MED 2022).

Inwieweit das Verbreitungsgebiet der Art mit dem der Assoziation übereinstimmt, kann auf der Basis pflanzensoziologischer Vergleiche, die sich auf große Räume beziehen, noch nicht als hinreichend geklärt gelten. Dies hängt auch mit der morphologischen Vielgestaltigkeit der Art zusammen, die dazu geführt hat, dass eine Reihe von sympatrisch und allopatrisch verbreiteten, infraspezifischen Taxa beschrieben wurden (vgl. TÜXEN 1991).

Von *Tripolium pannonicum* (*Aster tripolium*) beherrschte hochwüchsige Salzwiesen, als *Puccinellio-Asteretum* (*Astereto-Glycerietum* Van Langendock 1931, *Astereto-Puccinellietum maritimae* Dahl et Hadac 1941) beschrieben, sind im Binnenland und an den Küsten Europas weit verbreitet, auch wenn sie im Vergleich zur Flächenausdehnung anderer *Puccinellion*-Gesellschaften wie dem *Puccinellietum maritimae* oder dem *Halimionetum portulacoidis* an der Nordsee eine eher untergeordnete Rolle spielen. In den Festlandsalzwiesen der ostfriesischen Küste werden gelegentlich größere Anteile des *Puccinellion* auch von dieser Assoziation oder Subassoziation eingenommen.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Tabelle 10. *Puccinellietum maritimae* an der Nord- und Ostseeküste (Arten mit jeweils mindestens 50 % Stetigkeit in einem der Bezugsräume; nach Angaben in GAERTNER 1961, SCHWABE 1983, SCHWABE & KRATOCHWIL 1984, HÄRDLE 1984, HOBOMH 1993, TÜRK 1995, BERG et al. 2001).

	Nordsee	Ostsee (Schleswig-Holstein)	Ostsee (Mecklenburg- Vorpommern)
Zahl der Aufnahmen	52	97	109
AC			
<i>Puccinellia maritima</i>	100	100	99
VC, OC, KC (<i>Juncetea maritimi</i>)			
<i>Tripolium pannonicum</i>	69	62	73
<i>Glaux maritima</i>	56	69	55
<i>Plantago maritima</i>	44	49	51
<i>Spergularia media</i>	62	40	25
<i>Spergularia marina</i>	.	56	62
<i>Limonium vulgare</i>	54	.	8
<i>Halimione portulacoides</i>	57	.	.
Sonstige			
<i>Salicornia europaea</i> s. str.	69	52	51
<i>Suaeda maritima</i>	67	8	9
<i>Agrostis stolonifera</i>	21	25	56

Bezeichnende Arten im *Puccinellietum maritimae* sind neben *Puccinellia maritima* weitere Vertreter der *Juncetea maritimi* wie *Tripolium pannonicum*, *Glaux maritima* und *Plantago maritima* (Tab. 10, Abb. 9). *Triglochin maritimum* erreicht in allen drei Bezugsräumen eine Stetigkeit zwischen 30 und 50 %. An der Nordsee sind *Halimione portulacoides* und *Limonium vulgare* noch regelmäßig vergesellschaftet. An der Ostsee tritt *Spergularia media* zurück, dagegen sind *Spergularia marina* und *Agrostis stolonifera* aufgrund der geringen Salinität häufiger im *Puccinellietum* vertreten als an der Nordsee. Floristische Unterschiede zwischen den drei betrachteten Gebieten können edaphisch-hydrologisch, vielfach aber auch nutzungsbedingt sein. Dies mag erklären, warum Andelrasen an der Ostsee höhere Stetigkeiten von *Spergularia marina*, aber geringere von *Limonium vulgare* aufweisen.

Wenn Andelrasen nicht beweidet werden, entwickeln sich diese in aller Regel zu höherwüchsigen Einheiten, z. B. Brachwasser-Röhrichten an der Ostsee oder zum *Halimionetum portulacoidis* bzw. zu Strandaster-Dominanzbeständen (*Puccinellio-Asteretum*) an der Nordsee.



Abb. 9. *Puccinellietum maritimae*, Frühjahrsaspekt mit *Cochlearia anglica*, Vorland von St. Peter-Ording, Schleswig-Holstein, Nordsee.

Das *Puccinellio-Asteretum* gehört zu den Assoziationen, die aufgrund der floristischen Ähnlichkeit mit dem *Puccinellietum maritimae* z. T. nicht als eigenständige Assoziation anerkannt wird und daher innerhalb pflanzensoziologischer Übersichtsarbeiten unerwähnt bleibt. Auch in dieser Synopsis werden beide Syntaxa vorläufig als synonym betrachtet. Mit demselben Argument wäre allerdings auch das *Halimionetum portulacoidis* infrage zu stellen.

Besonders im Puccinellion wirken sich ökologische Unterschiede z. T. deutlicher in den Dominanzverhältnissen als in der Artenzusammensetzung aus und *Puccinellia maritima*, *Halimione portulacoides* und *Tripolium pannonicum* können an unterschiedlichen Standorten mit sehr ähnlichen Artenzusammensetzungen zur Dominanz gelangen (PREISING et al. 1994, POTT 1995, u. a. SCHAMINÉE et al. 2017).

In lückigen und/oder beweideten Beständen des *Puccinellietum* sind sommerannuelle Halophyten wie *Salicornia stricta*, *S. ramosissima* und *Suaeda maritima* häufig vergesellschaftet, *Parapholis strigosa* und *Halimione pedunculata* sind zumindest an der Nordsee in dieser Gesellschaft deutlich seltener vertreten (u. a. WESTHOFF & SCHAMINEE 1989). Von PREISING et al. (1994) wurden neben der typischen Ausbildung ein *Puccinellietum maritimae spergularietosum mediae* beschrieben, SCHAMINÉE et al. (2017) benennen ferner ein *parapholietosum* und *agrostietosum*, das der Flechtstraußgras-Ausbildung mit *Agrostis stolonifera* agg. der Ostsee entspricht (vgl. POLTE 2004b). Wir schlagen vor, die unbeweideten, hochwüchsigen *Tripolium pannonicum*-Bestände im *Puccinellion* und die beweideten, niedrigwüchsigen – typischen – *Puccinellieten*, die sich habituell und ökologisch deutlich unterscheiden, im Monitoring der Salzwiesen entsprechend dem *Puccinellia maritima* type (*Puccinellietum maritimae* in der typischen Ausbildung) und dem *Aster tripolium/Puccinellia maritima* type (*tripolietosum* oder *Puccinellio-Asteretum*) in PETERSEN et al. (2014) zu differenzieren.

Ökologie und Naturschutz

Es ist anzunehmen, dass Haustiere die Salzmarschen der südlichen und südöstlichen Nordseeküste seit vielen Jahrhunderten beweidet haben, möglicherweise bereits seit dem Übergang von den jagdlichen Kulturen zur landwirtschaftlichen Nutzung um etwa 5000 bis 4500 vor heute (u. a. NØRREVANG & MEYER 1969).

Das *Puccinellietum maritimae* ist im typischen Fall beweidet. Weidegänger sind in erster Linie Haustiere wie Schafe, Rinder oder Pferde. Zu Zeiten des Vogelzugs können aber auch riesige Scharen von Gänsen in den Salzrasen einen nennenswerten Beitrag zur Reduktion oberirdischer Biomasse leisten. Und auch Kaninchen, Hasen, Rehe und andere Tiere fressen in den Salzwiesen (WEIHE 1978).

Tripolium pannonicum ist eine der in Salzweiden bevorzugten Futterpflanzen. Sie kann umgekehrt nur dort zur Vorherrschaft gelangen, wo die Beweidung aufgegeben wurde oder stark reduziert ist.

An der Nordsee werden Andelrasen nach Einstellung der Nutzung recht schnell vor allem vom *Halimionetum portulacoidis* und *Puccinellio-Asteretum* verdrängt. In vollkommen ungenutzten Bereichen, beispielsweise in den ausgedehnten Salzwiesen im Süden und Osten von Spiekerooog, kommt das *Puccinellietum* nur noch kleinflächig in dynamischen Bereichen des *Puccinellion* vor. Die mit einer Beweidung oder Mahd verbundene Auflichtung und der Biomasseentzug verhindert an beiden Küsten das Aufkommen von Brackröhrichtern oder anderen Folgegesellschaften (VESTERGAARD 1994).

JANIESCH (1991) hat im niedersächsischen Elisabeth-Außengroden den Mineralstoffhaushalt und die Produktivität von Andelrasen untersucht. Die Maxima der oberirdischen Biomasse mit 743 g m^{-2} beziehungsweise 766 g m^{-2} (Trockengewicht) wurden im September beziehungsweise August erreicht. *Puccinellia* war im produktionschwächeren Bestand zu 46 % beteiligt, *Triglochin maritimum* im produktionskräftigeren zu 86 %. In den Niederlanden ermittelte Werte (WOLF et al. 1980, RAHMANN et al. 1987) liegen mit 576 g m^{-2} beziehungsweise 363 g m^{-2} niedriger. Produktionsmaxima der dominanten Arten verlaufen nicht synchron. Folglich schwanken auch die C- und N-Gehalte in der Phytomasse. *Triglochin maritimum* zeichnet sich durch einen sehr effektiven N-Umsatz mit hohen Anteilen an der oberirdischen Phytomasse während der Hauptwachstumsphase aus (JANIESCH 1991). Überschlickung fördert die Nährstoffnachlieferung. In NW-Frankreich werden die Bestände bei Überschlickungsraten um 4 mm im Monat deutlich gefördert, sie erfahren bei einem Sedimentzuwachs von $>8 \text{ mm}$ je Monat aber eine Reduktion der Wuchsleistung (LANGLOIS et al. 2001).

Untersuchungen zu Zoozönosen des *Puccinellietum* haben unter anderem BILIO (1964) und WEIGMANN (1973) zur aquatischen Bodenfauna schleswig-holsteinischer Küsten und SCHAEFER (1970) zu terrestrischen Arthropoden vom Bottsand an der Kieler Außenförde vorgelegt. Die Andel-Rasen sind unter anderem durch stenotope Oribatiden und Collembolen charakterisiert.

5.1.1.2 *Halimionetum portulacoidis* Kuhn.-Lord. 1927 Keilmelden-Ges.

Verbreitung

Von *Halimione portulacoides* dominierte Salzwiesen kommen am Schwarzen Meer vor, und sie sind circummediterran, am Atlantik und an der Nordsee bis nach England, Dänemark, Schleswig-Holstein und Niedersachsen verbreitet. Vorkommen finden sich ebenso noch im Skagerrak in nordwestlichen Ostsee. Die Art *Halimione portulacoides* und das *Halimionetum portulacoidis* sind dagegen an der deutschen Ostseeküste nicht existent (VANDEN BERGHEN 1965, MÜLLER et al. 2021, EURO+MED 2022).

Die Bestände entlang der französischen Westküste (*Bostrychio-Halimionetum* und *Puccinellio maritimae-Halimionetum* (nach GÉHU 1975) sind in ihrem Habitus und in der Artenzusammensetzung denen der mediterranen Region und der Nordsee sehr ähnlich. *Halimione portulacoides* tritt im Mittelmeerraum auch faziesbildend im *Salicornietum fruticosae* und *Salicornietum radicans* auf. Solche Bestände werden bisweilen als eigene Assoziation gefasst (i.e. FERRARI et al. 1985). Sie unterscheiden sich floristisch außer den aus Kontaktgesellschaften eindringenden Arten wie *Arthrocnemum perenne* und *Arthrocnemum fruticosum* allerdings nur wenig vom *Halimionetum* der Atlantikküste und der Nordsee.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Neben *Halimione portulacoides* sind *Puccinellia maritima*, *Limonium vulgare*, *Tripolium pannonicum*, *Artemisia maritima* als Kennarten der Klasse sowie *Salicornia europaea* agg. und *Suaeda *flexilis* als Lücken- und Salzzeiger mit hoher Stetigkeit vergesellschaftet (Tab. 11). In aller Regel ist *Halimione portulacoides* die dominante Art. Aber auch *Limonium vulgare* oder *Puccinellia maritima* können kleinflächig Deckungsgrade von über 50 % erreichen (PREISING et al. 1990).

Tabelle 11. *Halimionetum portulacoidis* (Arten mit einer Stetigkeit von mindestens 50 % in einem der Erfassungsgebiete nach Aufnahmematerial in SCHERFOSE 1986, DIERSSEN 1988, HOBOHM 1993, PREISING et al. 1994).

	Nordsee, Niedersachsen	Nordsee, Schleswig-Holstein
Zahl der Aufnahmen	34	97
AC		
<i>Halimione portulacoides</i>	100	100
VC/OC/KC		
<i>Puccinellia maritima</i>	85-94	80-100
<i>Limonium vulgare</i>	62-71	80-100
<i>Tripolium pannonicum</i>	82-91	40-60
<i>Plantago maritima</i>	38-44	40-60
<i>Artemisia maritima</i>	35-41	40-60
Sonstige		
<i>Suaeda maritima</i>	88-97	60-80
<i>Salicornia europaea</i> agg.	59-68	60-80
<i>Festuca rubra</i>	12-21	60-80

Ökologie und Naturschutz

Unbeweidet oder bei geringem Beweidungsdruck kann die Gesellschaft sich großflächig entwickeln und auch längerfristig stabil sein (DES ABAYES & CORILLION 1949, KAPPEN & MAIER 1973, BEEFTINK et al. 1978). Sie ist im Sukzessionsgeschehen vielfach aus beweideten *Puccinellieten* hervorgegangen, wie z. B. durch Dauerquadrat-Beobachtungen und Wiederholungs-

kartierungen von den Inseln Memmert (1979–1995) und Trischen (1970–1974) oder der Hamburger Hallig (1988–2012) belegt wurde (SCHWABE 1975, RESING 1979, OLTMANN 1996, STOCK in LÜTT & HOBOHM 2014). Es ist davon auszugehen, dass der Beweidungsdruck heutzutage großflächig eher gering bzw. innerhalb der Inselfeldwiesen vielfach auf Zugvögel beschränkt ist und die Gesellschaft deutlich weiter verbreitet ist als in der Vergangenheit (vgl. JENSEN 1985b).

Bei weiterer Sedimentation kann sie von *Armerion*-Gesellschaften wie dem *Artemisietum maritimae* ersetzt werden (PREISING et al. 1990), in weniger dynamischen Bereichen auch von Queckenrasen zumeist unter Dominanz von *Elymus athericus* (*Agropyretum litoralis*; vgl. Abb. 10).



Abb. 10. *Halimionetum portulacoidis* (Vordergrund und Bild-Mitte) und *Agropyretum litoralis* auf Norderney, Ostfriesland. Wie hier zu sehen, kann *Elymus athericus* bis ins *Puccinellion* vordringen, wenn die Salzwiesen keiner starken Dynamik unterliegen und für längere Zeit unbeweidet sind.

5.1.1.3 *Plantagini-Limonietum* Westhoff et Seg. 1961 Strand-Wegerich-Strandflieder-Ges.

(*Limonietum vulgare* Christiansen 1927 nom. mut. propos. in Polte 2004b)

Verbreitung

Entlang der Nordseeküste ist die Gesellschaft von Nordfrankreich bis nach Dänemark, an der Ostsee sporadisch noch in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern bis in die Wismarbucht verbreitet (WESTHOFF et al. 1998, POLTE 2004b).

Die Gesellschaft kommt auch an der schleswig-holsteinischen Westküste und auf den Nordfriesischen Inseln vor, in den entsprechenden Publikationen wird sie allerdings häufig nicht erwähnt, und sie wurde z. B. im *Artemisietum maritimae* eingegliedert oder als *Limonium*-Fazies des *Puccinellietum* mit aufgenommen (vgl. HÄRDTLE 1984, DIERSSEN 1988, GETTNER 2011).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Das *Plantagini-Limonietum* vermittelt standörtlich und syndynamisch zwischen dem *Puccinellietum maritimae*, dem *Halimionetum portulacoidis* und *Armerion*-Gesellschaften. Die Vergesellschaftung von *Plantago maritima* und *Limonium vulgare* bei gleichzeitiger Anwesenheit der Verbandskennarten des *Armerion* und *Puccinellion*-Verbandes ist bezeichnend (SCHWABE & KRATOCHWIL 1984, SCHERFOSE 1986; Tab. 12). Die Schwierigkeit der Zuordnung des *Limonietum vulgare* Christiansen 1927 zu einem Verband wird auch in POLTE (2004b) diskutiert. Tabelle 13 weist darauf hin, dass die Gesellschaft an der Nordsee eine deutlichere Affinität zum *Puccinellion* aufweist, während die Zuordnung an der Ostsee zum *Armerion* naheliegend ist, insbesondere wenn davon auszugehen ist, dass es sich bei *Festuca rubra* in aller Regel um *F. litoralis* und bei *Agrostis stolonifera* zumeist um *A. alba* handeln dürfte, die ihren Schwerpunkt im *Armerion* haben (vgl. JUHL 1952).

Tabelle 12. *Plantagini-Limonietum* in Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern (Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit in einem der zwei Bezugsräume; nach Aufnahmematerial in SCHERFOSE 1986, HOBOMH 1993, SCHWABE 1983 unveröff., BERG et al. 2001).

	Nordsee, Niedersachsen	Ostsee, Mecklenburg-Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	29	33
AC		
<i>Limonium vulgare</i>	100	100
<i>Plantago maritima</i>	97	97
VC		
<i>Puccinellia maritima</i>	83	97
<i>Halimione portulacoides</i>	76	.
OC/KC		
<i>Triglochin maritimum</i>	83	97
<i>Tripolium pannonicum</i>	76	91
<i>Glaux maritima</i>	59	94
<i>Juncus gerardii</i>	48	91
<i>Armeria maritima</i>	38	91
Sonstige		
<i>Festuca rubra</i>	7	100
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	64
<i>Suaeda maritima</i>	52	3

Naturgemäß unterscheiden sich die Bestände an der Nord- und Ostseeküste dadurch, dass an der Ostsee einige Arten der Salzwiesen wie *Halimione portulacoides* nicht vorkommen, oder aufgrund reduzierter Salinität oder Dynamik weniger häufig sind, wie etwa *Suaeda maritima*.

Dagegen treten *Festuca rubra* und *Agrostis stolonifera* in den Beständen dieser Gesellschaft an der Ostsee sehr viel regelmäßiger in Erscheinung.

Ökologie und Naturschutz

Schwierigkeiten einer eindeutigen ökologischen Charakterisierung der Gesellschaft und Aspekte der Syndynamik wurden in HOBOMH (1993) diskutiert. Diese hängen mutmaßlich damit zusammen, dass es sowohl beweidete als auch unbeweidete Bestände der Gesellschaft gibt und auch die Höhe und Überflutungshäufigkeit variabel ist.

An der Nordsee sind die Standorte zumindest teilweise weniger häufig überflutet als jene des *Halimionetum portulacoidis* sowie *Artemisietum maritimae*.

Die Gesellschaft kann als Sukzessionsstadium zwischen dem *Puccinellietum maritimae* und geschlossenen Gesellschaften des *Armerion* vermitteln. Sie geht z.T. aber auch direkt aus dem *Salicornietum ramosissimae* hervor. Bei intensiver Beweidung kann sich umgekehrt wieder ein niederwüchsiges *Puccinellietum* oder *Juncetum gerardii* einstellen. Ob eine extensive Beweidung geeignet ist, die Gesellschaft zumindest für einige Zeit an Ort und Stelle zu stabilisieren, sollte noch eingehend untersucht und zunächst versuchsweise getestet werden.

Für die Niederlande werden folgende Charakteristika angegeben (SYNBIO SYS 2021): schluffige Substrate zumeist 5–15 cm mächtig mit einem organischen Anteil von 8–10 %, Beweidung höchstens extensiv durch Rinder oder Schafe.

5.1.2 *Puccinellio-Spergularion salinae* Beeffink 1965 Salzschwaden-Schuppenmieren-Gesellschaften

Tabelle 13 gibt Auskunft über Vorkommen von *Spergulario-Puccinellion*-Gesellschaften an der deutschen Nord- und Ostseeküste und über die Arten, die mit hoher Stetigkeit in diesen Gesellschaften vertreten sind.

Tabelle 13. *Spergulario-Puccinellion*-Gesellschaften an der Nord- und Ostsee (mit Angaben zur Stetigkeit bezeichnender Arten (Quellenangaben vgl. Text und folgende Tabellen).

	Nordsee	Ostsee
<i>Spergulario-Puccinellietum distantis</i>	<i>Puccinellia distans</i> (76-89) <i>Spergularia marina</i> (76-89) <i>Tripolium pannonicum</i> (52-67)	<i>Puccinellia distans</i> (95) <i>Spergularia marina</i> (78-89) <i>Atriplex prostrata</i> (52-58) <i>Tripolium pannonicum</i> (43-53) <i>Plantago maritima</i> (18-58) <i>Puccinellia maritima</i> (6-68)
<i>Puccinellietum capillaris</i> (Helgoland)	<i>Puccinellia capillaris</i> (100) <i>Matricaria maritima</i> subsp. <i>maritima</i> (91) <i>Spergularia marina</i> (88) <i>Agrostis stolonifera</i> (84) <i>Glaux maritima</i> (77) <i>Plantago major</i> (63)	

In den Niederlanden werden innerhalb des Verbandes vier Assoziationen unterschieden, neben dem *Puccinellietum distantis* und *Puccinellietum capillaris* noch das *Puccinellietum fasciculatae* und das *Parapholido strigosae-Hordeetum marinae* (SCHAMINÉE et al. 2017, SYNBIO SYS 2021). Zumindest *Hordeum marinum* gilt derzeit an der deutschen Küste als verschollen.

5.1.2.1 *Spergulario-Puccinellietum distantis* Feekes (1934) 1943 Schuppenmieren-Salzschwaden-Ges. (*Puccinellio-Spergularietum salinae* Feekes (1934) 1943)

Verbreitung

Die Gesellschaft ist an den Küsten des Atlantik sowie der Nord- und Ostsee weit verbreitet. Vorkommen wurden u. a. bis nach W-Frankreich (GÉHU 1975), binnenländische Vorkommen in Thüringen (PUSCH et al. 1997), Hessen (LABASCH & OTTE 1999), Niedersachsen (EVERS & ZACHARIAS 1999), Sachsen-Anhalt (BANK & KISON 1999), Westfalen (RAABE 1999), und Vorkommen an der Ostsee bis Estland erfasst (PIETROWSKA 1974, REBASSOO 1975).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Beim Vergleich der Tabellen von der Nord- und Ostseeküste sind generelle Unterschiede kaum auszumachen. Lediglich eine Zunahme von *Agrostis stolonifera* von West nach Ost bzw. mit einem an der Küste abnehmenden Kochsalzgehalt scheint sich anzudeuten (Tab. 14). Von Schleswig-Holstein über Mecklenburg-Vorpommern nach Polen nimmt offensichtlich auch die Stetigkeit von *Puccinellia maritima* innerhalb der Assoziation ab. Nach PIOTROWSKA (1980) ist das auch eine der Arten, die z. B. in der Danziger Bucht komplett verschwunden ist.

Puccinellia distans, *Spergularia marina* sowie *Juncus bufonius* subsp. *ranarius* werden in PREISING et al. (1994) als Charakterarten angegeben. *Juncus ranarius* erreicht allerdings je nach Ausbildung in Niedersachsen lediglich eine Stetigkeit von II bzw. IV. Nach POLTE (2004b) ist *Puccinellia distans* agg. die einzige Assoziationscharakterart, da *Spergularia marina* auch in anderen Gesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns eine hohe Stetigkeit erreichen kann.

Tabelle 14. *Spergulario-Puccinellietum distantis* (Arten mit einer Stetigkeit von mindestens 50 % in mindestens einem der Gebiete; nach Angaben in PIOTROWSKA 1974, HÄRDTLE 1984, TÜRK 1991, PREISING et al. 1994, BERG et al. 2001).

	Nordsee	Ostsee, Schleswig-Holstein	Ostsee Mecklenburg- Vorpommern	Ostsee, Polen
Zahl der Aufnahmen	63	19	174	25
AC				
<i>Puccinellia distans</i>	76-89	95	95	100
<i>Spergularia marina</i>	76-89	89	78	84
OC/KC				
<i>Puccinellia maritima</i>	11-17	68	6	.
<i>Plantago maritima</i>	5-16	58	18	44
<i>Tripolium pannonicum</i>	52-67	53	43	60
Sonstige				
<i>Atriplex prostrata</i>	13-25	58	52	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	< 20	21	49	68

Innerhalb der Gesellschaft wurden verschiedene Subassoziationen und Ausbildungen unterschieden, neben der typischen Subassoziation u. a. das *salicornietosum* bzw. eine Quellerausbildung, eine Vogelknöterichausbildung sowie das *potentilletosum* (PREISING et al. 1994, BERG et al. 2001, POLTE 2004b). Auf Amrum wurde eine sehr seltene Ausbildung mit *Spirobassia hirsuta* erfasst (TÜRK 1991).

Ökologie und Naturschutz

An den Küsten der Nord- und Ostsee kommt die Gesellschaft in aller Regel nur in sehr kleinflächigen Beständen in vegetationsoffenen Bereichen vor und wird in ihrer Entwicklung durch Störungen wie Erosion, Befahren oder Beweidung gefördert. An ungestörten Standorten können sich Bestände zu mehr oder minder geschlossenen, und dann oftmals von *Puccinellia maritima*, *Juncus gerardii*, *Festuca rubra* subsp. *litoralis* oder anderen Salzwiesenarten dominierten Rasen weiterentwickeln. Binnenländische Vorkommen waren oder sind gelegentlich kleinflächig mit dem *Juncetum gerardii* verzahnt, so beispielsweise in der Mark Brandenburg und im Wendland (MÜLLER-STOLL & GÖTZ 1962, HORST & REDEL 1977). Ausgedehnte Randstreifen mit Dominanz von *Puccinellia distans* an Autobahnen und anderen Überlandstraßen bezeugen den Einsatz von Streusalz. Diese einartigen oder extrem artenarmen Bestände können als fragmentarische Ausbildung der Gesellschaft aufgefasst werden. Mittlerweile gesellen sich z. T. weitere Halophyten hinzu, die von der Küste aus die Straßen entlang gewandert sind, u. a. *Cochlearia danica* oder auch *Plantago maritima*. Dieselben bilden vielfach aber auch eigene Einartbestände.

5.1.2.2 *Puccinellietum capillaris* (Almquist 1929) Beeft. 1965
Haar-Salzschwaden-Ges.
(*Puccinellia retroflexa*-äng Almquist 1929, *Puccinellietum coarctatae*
De Molenaar 1974)

Verbreitung

Die Kartenwerke von HULTÉN (1971), LID (1985), NETPHYD & BFN (2013) sowie EURO+MED (2022) zeigen eine nordeuropäische Verbreitung von *Puccinellia capillaris* bzw. *P. retroflexa*, die von den Niederlanden über Skandinavien bis nach Nordwest-Russland reicht. Leider sind die genannten Quellen im Hinblick auf die Synonyme nicht kompatibel. So sind *P. distans* und *P. retroflexa* (*P. capillaris*) nach HULTÉN (1971) zwei Arten, nach EURO+MED (2022) ist *P. capillaris* eine eigenständige Art und *P. retroflexa* synonym zu *P. distans*. Hinzu kommen weitere Auffassungen sowie Unterscheidungen von Unterarten und Hybriden (vgl. FREDERIKSEN et al. 2012, PERRING & WALTERS 1962, DREYLING 1973, LID 1985, WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998, FREDERIKSEN MÜLLER et al. 2021).

Die Gesellschaft sowie *Puccinellia capillaris* oder *P. retroflexa* werden in GILLNER (1960), PREISING et al. (1994) oder POLTE (2004b) nicht erwähnt, auch wenn Fundpunkte für *P. capillaris* oder *P. retroflexa* für die entsprechenden Küstenabschnitte angegeben sind (vgl. o. g. Kartenwerke). Nach RAABE et al. (1982) gehört *P. capillaris* zu den kartierungskritischen *Sippen*.

Wir folgen hier der Auffassung, dass *Puccinellia capillaris* und *P. retroflexa* einerseits sowie das *Puccinellietum capillaris* und das *Puccinellietum retroflexae* andererseits als synonym zu betrachten sind und innerhalb von Deutschland eine enge Bindung an Küstenhabitats aufweisen (RAABE et al. 1982).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Tabelle 15. *Puccinellietum capillaris* (gekürzte Tabelle aus WEIHE & DREYLING 1978; Arten bzw. „Moose“ (sic!) mit Stetigkeit >50 %, alle 43 Aufnahmen wurden auf Helgoland angefertigt).

	Nordsee, Helgoland
AC	
<i>Puccinellia capillaris</i>	100
VC	
<i>Spergularia marina</i>	88
KC	
<i>Glaux maritima</i>	77
Sonstige	
<i>Matricaria maritima</i> subsp. <i>maritima</i>	91
<i>Agrostis stolonifera</i>	84
Moose	74
<i>Plantago major</i>	63

Die Artenzusammensetzung im *Puccinellietum capillaris* und *Spergulario-Puccinellietum* ist ähnlich (vgl. Tab. 14 und 15). In beiden Gesellschaften gehört *Spergularia marina* zu den hochsteten Arten. Die Frage, ob beide Gesellschaften nicht sinnvollerweise zusammengefasst werden und dann im Sinne von Subassoziationen unterschieden werden sollten, muss weiteren, insbesondere idiotaxonomisch-systematischen Untersuchungen innerhalb der Gattung *Puccinellia* vorbehalten bleiben.

Ökologie und Naturschutz

Die Gesellschaft besiedelt zumeist kleinflächige Mulden außerhalb der regelmäßig vom Hochwasser überspülten Bereiche, vorzugsweise binnendeichs. Mit einer Gesamtdeckung der Vegetation von zumeist weniger als 50 % sowie einer Reihe von Tritt- oder Störungszeigern deutet sich eine kleinflächige Dynamik wie auch im *Spergulario-Puccinellietum distantis* an, die durch Verbiss, Beweidung durch Haustiere oder Kaninchen, Tritt oder Befahrung durch Menschen o. ä. verursacht wird (u. a. WEIHE & DREYLING 1978, DIERSSEN 1988, PREISING et al. 1994, POLTE 2004b).

Für beide Assoziationen ist anzunehmen, dass Störungen die Sukzession zu geschlossenen und höherwüchsigen Vegetationseinheiten zumindest verzögern können. Seltene Überflutungsereignisse mit Meerwasser und längere Phasen der Aussüßung dürften darüber hinaus zur Erhaltung beitragen.

Die Gesellschaft ist an den Küsten des Wattenmeeres und der Ostsee selten, aber nicht unbedingt bedroht, solange entsprechende Störstellen in oder oberhalb von hochgelegenen Salzwiesen vorhanden sind. Dazu ist es zum einen notwendig, nicht noch mehr Wege zu asphaltieren oder anderweitig zu versiegeln, zum anderen ist es wichtig, hochgelegene Salzwiesen zumindest in ausgewählten Bereichen dauerhaft einer extensiven Beweidung auszusetzen.

5.1.3 *Armerion maritimae* Br.-Bl. et De L. 1936 Bodden-Binsen-Zone

Tabelle 16 gibt Auskunft über Vorkommen von *Armerion*-Gesellschaften an der Nord- und Ostseeküste und über die Arten, die mit hoher Stetigkeit in den entsprechenden Assoziationen und Bezugsräumen vertreten sind.

Tabelle 16. *Armerion*-Gesellschaften an der Nord- und Ostsee mit Angaben zur Stetigkeit bezeichnender Arten (Arten mit hoher Stetigkeit an beiden Küsten fettgedruckt; Quellenangaben vgl. Text und anschließende Tabellen).

	Nordsee	Ostsee
<i>Armerion maritimae</i>		
<i>Juncetum gerardii</i>	<i>Juncus gerardii</i> (100) <i>Festuca rubra</i> (82-99) <i>Plantago maritima</i> (79-95) <i>Glaux maritima</i> (79-94) <i>Armeria maritima</i> (72-88) <i>Agrostis stolonifera</i> (70-85) <i>Triglochin maritimum</i> (63-76)	<i>Juncus gerardii</i> (79-100) <i>Agrostis stolonifera</i> (80-92) <i>Festuca rubra</i> (66-70) <i>Glaux maritima</i> (62-72) <i>Triglochin maritimum</i> (36-73) <i>Plantago maritima</i> (50-58) <i>Potentilla anserina</i> (28-51) <i>Phragmites australis</i> (15-53)
<i>Artemisietum maritimae</i>	<i>Artemisia maritima</i> (100) <i>Festuca rubra</i> (91) <i>Tripolium pannonicum</i> (72) <i>Halimione portulacoides</i> (72) <i>Atriplex prostrata</i> (66) <i>Limonium vulgare</i> (50)	<i>Artemisia maritima</i> (100) <i>Festuca rubra</i> (85-97) <i>Plantago maritima</i> (46-79) <i>Elymus repens</i> (46-73) <i>Juncus gerardii</i> (42-77) <i>Glaux maritima</i> 40-61) <i>Limonium vulgare</i> (15-60) <i>Atriplex prostrata</i> (14-52) <i>Potentilla anserina</i> (3-64)
<i>Astero tripolii</i> - <i>Agropyretum repentis</i>	<i>Elymus repens</i> (100) <i>Festuca rubra</i> (100) <i>Tripolium pannonicum</i> (91) <i>Atriplex prostrata</i> (87) <i>Agrostis stolonifera</i> (71) <i>Atriplex littoralis</i> (53)	<i>Elymus repens</i> (100) <i>Festuca rubra</i> (84) <i>Agrostis stolonifera</i> (64)

	Nordsee	Ostsee
<i>Agropyretum litoralis</i>	<i>Elymus athericus</i> (100) <i>Festuca rubra</i> (100) <i>Atriplex prostrata</i> (100) <i>Tripolium pannonicum</i> (80) <i>Atriplex litoralis</i> (80) <i>Artemisia maritima</i> (53)	.
<i>Blysmetum rufi</i>	<i>Blysmus rufus</i> (100) <i>Juncus gerardii</i> (86-100) <i>Glaux maritima</i> (86-100) <i>Agrostis stolonifera</i> (55-59) <i>Plantago maritima</i> (50-59)	<i>Blysmus rufus</i> (100) <i>Glaux maritima</i> (88-90) <i>Agrostis stolonifera</i> (90-100) <i>Festuca rubra</i> (43-100) <i>Triglochin maritimum</i> (76-88) <i>Juncus gerardii</i> (76-85) <i>Plantago maritima</i> (41-60) <i>Eleocharis uniglumis</i> (43-59) <i>Potentilla anserina</i> (0-63)
<i>Oenantho-Juncetum maritimi</i>	<i>Juncus maritimus</i> (97-100) <i>Festuca rubra</i> (69-100) <i>Agrostis stolonifera</i> (56-100) <i>Glaux maritima</i> (69-78) <i>Plantago maritima</i> (56-73) <i>Carex distans</i> (18-78) <i>Limonium vulgare</i> (45-63) <i>Artemisia maritima</i> (50-55) <i>Triglochin maritimum</i> (28-64) <i>Armeria maritima</i> (0-50)	<i>Juncus maritimus</i> (97-100) <i>Agrostis stolonifera</i> (82-100) <i>Festuca rubra</i> (79-100) <i>Glaux maritima</i> (73-77) <i>Plantago maritima</i> (58-73) <i>Oenanthe lachenalii</i> (36-86) <i>Triglochin maritimum</i> (48-64) <i>Juncus gerardii</i> (45-60) <i>Potentilla anserina</i> (36-56) <i>Phragmites australis</i> (9-60) <i>Artemisia maritima</i> (1-55) <i>Limonium vulgare</i> (1-45)
<i>Juncu-Caricetum extensae</i>	<i>Glaux maritima</i> (100) <i>Juncus gerardii</i> (93) <i>Carex extensa</i> (93) <i>Plantago maritima</i> (80) <i>Armeria maritima</i> (73) <i>Agrostis stolonifera</i> (67) <i>Festuca rubra</i> (67) <i>Juncus anceps</i> (60) <i>Triglochin maritimum</i> (53) <i>Tripolium pannonicum</i> (53)	<i>Glaux maritima</i> (94) <i>Agrostis stolonifera</i> (94) <i>Juncus gerardii</i> (91) <i>Centaurium pulchellum</i> (67) <i>Plantago maritima</i> (67) <i>Triglochin maritimum</i> (65) <i>Tripolium pannonicum</i> (65) <i>Carex extensa</i> (60) <i>Phragmites australis</i> (60) <i>Festuca rubra</i> (59)
<i>Ononido-Caricetum distantis</i>	<i>Festuca rubra</i> (96-100) <i>Potentilla anserina</i> (86-90) <i>Carex distans</i> (82-86) <i>Ononis spinosa</i> (78-82) <i>Agrostis stolonifera</i> (74-78) <i>Poa pratensis</i> (70-72) <i>Armeria maritima</i> (64-68) <i>Plantago maritima</i> (64-66) <i>Trifolium repens</i> (52-56) <i>Lotus corniculatus</i> agg. (52-54) <i>Juncus gerardii</i> (50-52)	<i>Carex distans</i> (92-100) <i>Agrostis stolonifera</i> (68-76) <i>Lotus corniculatus</i> agg. (68-72) <i>Juncus gerardii</i> (64-72) <i>Potentilla anserina</i> (64-72) <i>Festuca rubra</i> (60-68) <i>Plantago maritima</i> (52-60)

5.1.3.1 *Juncetum gerardii* Christiansen 1927 Bodden-Binsen-Ges.

(inkl. *Armerio maritimae-Festucetum salinae* Br.-Bl. et De Leeuw 1936 corr. in Glahn 1986, pp. inkl. *Glaux-Festuca salina*-Gesellschaft Jeschke 1964, *Junco gerardii-Artemisietum salinae* Passarge 1999, *Festuco salinae-Juncetum gerardii* Duty et Schmidt 1966, *Glauco-Juncetum gerardii* Mahn et Schubert 1962, *Junco gerardii-Agrostietum maritimae* Müller-Stoll et Götz 1961, sowie *Junco gerardii-Blysmetum rufi* ohne *Blysmus rufus* (Gillner 1960) J. Tx. 1991 in Passarge 1999)

Verbreitung

Wir gehen in Übereinstimmung mit DIERSSEN (1988), PREISING et al. (1994), POTT (1995) sowie WILMANN (1998) und im Gegensatz etwa zu PASSARGE (1999) von einer weit verstandenen (Zentral-) Assoziation aus, und betrachten das *Juncetum gerardii* mit der Subassoziation *leontodontetosum autumnalis* und das *Armerio-Festucetum* als synonym, während diese beiden Gesellschaften u. a. in SCHAMINÉE et al. (2017) als getrennte Assoziationen aufgeführt werden.

In dem hier verstandenen Sinne kommt das *Juncetum gerardii* an fast allen europäischen Küsten auf salzbeeinflussten Lockersubstraten mit ausgeglichener oder positiver Sedimentbilanz vor. Die Gesellschaft ist an der Atlantikküste etwa bis zur Gironde, SW-Frankreich (GÉHU 1975), nach Norden hin bis nach Jütland und an der Ostseeküste bis Estland verbreitet. Binnenländische Vorkommen wurden u.a. in Thüringen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Westfalen erfasst (REBASSOO 1975, PUSCH et al. 1997, BANK & KISON 1999, LABASCH & OTTE 1999, RAABE 1999, BOUZILLÉ et al. 2001, POLTE 2004b).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Tabelle 17. *Juncetum gerardii* (Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit in mindestens einem der Bezugsräume; nach Angaben in (GAERTNER 1961, PIOTROWSKA 1974, HÄRDTLE 1984, PREISING et al. 1994 und BERG et a. 2001).

	Nordsee, Niedersachsen	Ostsee, Schleswig- Holstein	Ostsee, Mecklenburg- Vorpommern	Ostsee, Polen
Zahl der Aufnahmen	67	123	1068	50
AC				
<i>Juncus gerardii</i>	100	100	79	100
VC/OC/KC				
<i>Glaux maritima</i>	79-94	72	62	86
<i>Plantago maritima</i>	79-95	58	50	94
<i>Triglochin maritimum</i>	63-76	36	73	84
<i>Armeria maritima</i>	72-88	9	8	.
Sonstige				
<i>Agrostis stolonifera</i>	70-85	80	92	100
<i>Festuca rubra</i>	82-99	66	70	84
<i>Potentilla anserina</i>	15-30	28	51	90
<i>Poa pratensis</i>	4-6	15	23	54
<i>Phragmites australis</i>	.	15	53	52
<i>Trifolium fragiferum</i>	.	12	24	82
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	6	34	68
<i>Trifolium repens</i>	.	12	21	68
<i>Triglochin palustre</i>	.	11	8	64
<i>Plantago winteri</i>	.	.	4	74

Das *Juncetum gerardii* wird von *Juncus gerardii*, *Festuca rubra*, *Agrostis stolonifera* oder anderen rosettenbildenden bzw. niedrigwüchsigen Arten wie *Triglochin maritimum*, *Plantago maritima*, *Glaux maritima* oder an der östlichen Ostsee auch *Plantago winteri* dominiert. Tabelle 17 zeigt die Abnahme von *Armeria maritima* und die Zunahme von Glycophyten entlang eines Gradienten mit abnehmender Salinität von der Nordsee über die schleswig-holsteinische und mecklenburg-vorpommersche Ostseeküste bis nach Polen.

Ökologie und Naturschutz

An der Ostsee entlang der Kieler Förde bzw. in Dänemark ist das *Juncetum gerardii* im mittleren und oberen Geolitoral zwischen 30 und 40 cm oberhalb der Mittelwasserlinie zu finden (RAABE 1965, VESTERGAARD 1994; Abb. 11).

Die oberirdischen Biomasse-Vorräte lagen nach JANIESCH (1991) im September an der Nordseeküste bei 784 gm⁻², also geringfügig höher als im *Puccinellietum maritimae*. Der Hauptanteil der Phytomasse wurde in diesem Fall von *Festuca rubra* (55%) gestellt.

Die Gesellschaft wird im Allgemeinen durch Beweidung und Tritt gefördert (Abb. 12). Nach SYNBIOSYS (2021) ist eine extensive Beweidung mit bis zu 0,5 Rindern oder zwei Schafen mit Lämmern pro Hektar optimal. Zu den Profiteuren der Beweidung zählen *Juncus gerardii* und *Armeria maritima*, aber auch überwiegend niedrigwüchsige oder Rosetten-bildende Arten wie *Eleocharis uniglumis*, *Triglochin maritimum*, *Glaux maritima*, *Plantago maritima*, sowie *Bolboschoenus maritimus* bei geringem Fraßdruck, Arten, die nach Einstellung der Nutzung an der Ostsee z. T. durch Staudenfluren und letztlich wohl sogar Bruchwälder verdrängt werden (vgl. HOBOHM 1993, WILMANN 1998, POLTE 2004b).



Abb. 11. *Juncetum gerardii*, Spätsommeraspekt mit *Tripolium pannonicum*, Ostsee, Wismar Bucht, bei Groß Strömkendorf, Mecklenburg-Vorpommern.



Abb. 12. Stark durch Tritt beeinflusstes *Armeria maritima*-reiches *Juncetum gerardii* im Süden von Sylt zwischen Hörnum und Keitum.

Zu den höherwüchsigen Arten, die nach Aussüßung und Aufgabe der Nutzung im Laufe der Sukzession folgen, gehören an der Kieler Förde u. a. *Sonchus paluster*, *Eupatorium cannabinum*, *Sonchus arvensis*, *Calystegia sepium*, *Elymus repens*, *Cirsium arvense*, *Solanum dulcamara*, *Angelica sylvestris*, *Mentha aquatica*, wie RAABE (1965) auf der Basis von Dauerflächenuntersuchungen zeigen konnte (vgl. auch GUNST 1982).

Binnenländische Vorkommen zeigen häufig Entsalzungstendenzen und dabei Übergänge zu *Lolio-Potentillion*-Gesellschaften, so u. a. in Brandenburg und dem Wendland (MÜLLER-STOLL & GÖTZ 1962, HORST & REDEL 1977). Sie sind insgesamt stark bedroht, wie sich aus der rückläufigen Entwicklung der Bestände in Dauerbeobachtungsflächen belegen lässt. Die Offenhaltung der Bestände setzt vielfach eine kontinuierliche Bewirtschaftung durch Mahd oder Beweidung und die Beseitigung von Gehölzen voraus (u. a. LABASCH & SCHNEIDER 2000, WAGNER 2000).

5.1.3.2 *Artemisietum maritimae* Br.-Bl. et De L. 1936 Strand-Wermut-Ges.

(inkl. *Juncus gerardii*-*Artemisietum salinae* Passarge 1999 bzw. *Artemisia maritima*-*Festuca arundinacea*-Ges. sensu Kloss 1969 in Polte 2004b)

Verbreitung

Artemisia maritima ist eine westeuropäische Art mit Vorkommen von Frankreich bis Skandinavien (MÜLLER et al. 2021, EURO+MED 2022). Von ihr dominierte Salzwiesen sind im gesamten Verbreitungsgebiet der Art zu finden. Das Hauptverbreitungsgebiet dürften die tidebeeinflussten Sedimentationsräume der Nordsee sein. An der Ostseeküste ist die eher nördlich verbreitete und endemische Unterart *Artemisia maritima* subsp. *humifusa* für Schweden und Estland angegeben (EURO+MED 2022), die der typischen Unterart morphologisch ähnlich ist, aber deutlich anders riecht.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Tabelle 18. *Artemisietum maritimae* (Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit in einem der drei Bezugsräume; nach Angaben in SCHWABE 1972, SCHWABE 1983, HÄRDITTE 1984, HOBBOHM 1986, GLAHN 1986, SCHERFOSE 1986, HOBBOHM 1993, TÜRK 1995 und BERG et al. 2001).

	Nordsee	Ostsee, Schleswig-Holstein	Ostsee, Mecklenburg- Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	32	35	33
AC			
<i>Artemisia maritima</i>	100	100	100
VC			
<i>Juncus gerardii</i>	19	77	42
OC/KC			
<i>Plantago maritima</i>	47	46	79
<i>Glaux maritima</i>	34	40	61
<i>Tripolium pannonicum</i>	72	20	39
<i>Limonium vulgare</i>	50	60	15
<i>Triglochin maritimum</i>	44	34	21
<i>Halimione portulacoides</i>	72	.	.
Sonstige			
<i>Festuca rubra</i>	91	97	85
<i>Elymus repens</i>	16	46	73
<i>Atriplex prostrata</i>	66	14	52
<i>Potentilla anserina</i>	.	3	64

Im *Artemisietum maritimae* sind neben *Artemisia* im Allgemeinen weitere *Juncetea maritimi*-Arten mit hoher Stetigkeit vergesellschaftet, an der Nordsee insbesondere *Halimione portulacoides*, *Tripolium pannonicum* und *Limonium vulgare*. Damit wird die ökologische Verbindung zum *Halimionetum* bzw. *Puccinellion* deutlich, die sich auch häufig durch eine räumliche Verzahnung äußert. An der Ostseeküste sind im Vergleich zur Nordsee einige halotolerante Glycophyten wie *Elymus repens* und *Potentilla anserina* mit höherer Stetigkeit vergesellschaftet (Tab. 18).

Nach Angaben in SCHWABE (1983), SCHERFOSE (1986), HOBBOHM (1993), PREISING et al. (1994) und TÜRK (1995) erreichen andere Arten als *Artemisia maritima* in der Gesellschaft kaum jemals Deckungen von über 50 %.

Ökologie und Naturschutz

Bestände der Gesellschaft können sich insbesondere in leicht erhöhter Lage, auf bis zu einem Meter unter der Oberfläche gut durchlüfteten, zumeist sandigen oder sand-schluffigen und mehr oder weniger gut mit Nährstoffen versorgten Böden einfinden (SCHERFOSE 1987, SYNBIOSYS 2021; vgl. Abb. 12). Die Gesellschaft gehört klar zu den Profiteuren der Einstellung einer einst intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Salzwiesen. Auf der anderen Seite schreitet die Sukzession insbesondere in wenig dynamischen Gebieten weiter voran, und die Gesellschaft kann u. a. von Queckenrasen – *Astero-Agropyretum* bzw. *Agropyretum litoralis* – verdrängt werden. POLTE (2004b) betrachtet die Gänsefingerkraut-Ausbildung des *Artemisietum maritimae* an der Ostsee als Vikariante des *Agropyretum litoralis* der Nordsee, da beide nach oben an die typische Ausbildung der Gesellschaft anschließen.



Abb. 13. *Artemisietum maritimae* im Übergang zum Schilfröhricht (*Phragmites australis*), Ostsee, Wismar Bucht bei Groß Strömkendorf, Mecklenburg-Vorpommern.

5.1.3.3 *Astero tripolii*-*Agropyretum repentis* von Glahn 1986 Kriech-Quecken-Salzwiese (*Agropyron repens*-Gesellschaft in Härdtle 1984)

Verbreitung

Die Gesellschaft ist an der Nordseeküste sowohl auf den Inseln als auch im Vorland verbreitet (GLAHN 1986, HOBBOHM 1993). An der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern werden von *Elymus repens* dominierte Salzwiesen etwa von FRÖDE (1957/58), KRISCH (1974), PASSARGE (1999) sowie BERG et al. (2001, 2004) nicht erwähnt. Allerdings weisen die Angaben von SCHMEISKY (1974) wenigstens auf punktuelle Vorkommen im Geolitoral der schleswig-holsteinischen Ostseeküste hin, und im von HÄRDTLE (1984) vorgelegten Aufnahmемaterial der *Agropyron repens*-Gesellschaft an der schleswig-holsteinischen Küste legen viele Halophyten eine floristische Verbindung zum *Armerion* nahe.

Wir gehen daher von einer größeren Verbreitung an der Nordsee sowie punktuellen Vorkommen an der Ostseeküste in Schleswig-Holstein aus.

Queckengesellschaften innerhalb großflächiger *Juncetea maritimi*-Bestände stehen naturgemäß in Kontakt mit weiteren Gesellschaften der Klasse. Häufig sind Verzahnungen und Übergänge zum *Artemisietum maritimae* zu beobachten. In den oberen Bereichen des *Armerion* schließen sich z. B. Spülsaumgesellschaften wie das *Atriplicetum littoralis* oder auch ausgesüßte Bereiche mit *Lolio-Potentillion*-Gesellschaften an (GLAHN 1986, SCHERFOSE 1986, DIERSCHKE 2012).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

In Queckengesellschaften unter Dominanz von *Elymus repens* subsp. *littoreus* sind an der Nordsee nach der Originaltabelle in GLAHN (1986) *Festuca rubra* subsp. *littoralis* und *Tripolium pannonicum* in allen Aufnahmen vertreten. An der Ostsee gehören nach HÄRDTLE (1984) neben der Kennart *Elymus repens*, *Festuca rubra* und *Agrostis stolonifera* zu den hochsteten Arten (vgl. Tab. 19).

Nach eigener Beobachtung sind es nicht nur kurzährige und schmalblättrige Sippen von *Elymus repens* (subsp. *littoreus*), die in den oberen Zonen der *Juncetea maritimi* konkurrenzkräftige Polykormone bilden können. Insofern wäre es sicherlich sinnvoll, alle Dominanzbestände der Art und nicht nur die der Unterart *littoreus* hier zu subsumieren.

Tabelle 19. *Astero-Agropyretum repentis* (Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit in einem der beiden Bezugsräume; nach HÄRD TLE 1984, GLAHN 1986, SCHERFOSE 1986, HOBOHM 1993).

	Nordsee, Niedersachsen	Ostsee, Schleswig-Holstein
Zahl der Aufnahmen	75	44
AC		
<i>Elymus repens</i>	100	100
KC		
<i>Tripolium pannonicum</i>	91	11
Sonstige		
<i>Festuca rubra</i>	100	84
<i>Agrostis stolonifera</i>	71	64
<i>Atriplex prostrata</i>	87	25
<i>Atriplex littoralis</i>	53	9

Ökologie und Naturschutz

Von *Elymus*-Arten beherrschte Rasengesellschaften haben sich im Zuge der Einrichtung von Nationalparks und der damit verbundenen Nutzungsaufgabe im Wattenmeergebiet seit den 1990er Jahren stark ausbreiten können. Für die allermeisten Bodenbrüter unter den Seevögeln sind derartige Bestände kaum als Bruthabitat geeignet. Auch an der Ostseeküste können sich infolge einer Beweidungsaufgabe langfristig stabile und mitunter sehr artenarme Quecken-Dominanzbestände entwickeln. Einlagerungen von Spülsaumaterial begünstigen eine zusätzliche Eutrophierung und Entwicklung nitrophytischer Meldenarten.

Kurzum, es ist sicherlich nicht notwendig, die weitere Ausbreitung von Queckenrasen im Salzwiesenbereich zu befördern (vgl. GETTNER 2011).

5.1.3.4 *Agropyretum littoralis* Beeftink 1965

Strand-Quecken-Ges.

(syn. *Beto-Agropyretum pungentis* in Géhu 1975, *Agropyretum pungentis* in Géhu 1963, *Atriplici-Elytrigietum pungentis* in Schaminée et al. 2017)

Verbreitung

Elymus athericus (*Agropyron litorale*) ist im Mittelmeergebiet, am Atlantik und an der Nordsee in den Salzwiesen der Küste großräumig verbreitet. Im Verbreitungsatlas (vgl. NETPHYD & BFN 2013) sind für die schleswig-holsteinische Ostseeküste wenige Fundpunkte angegeben. Da der Bastard zwischen *Elymus repens* und *E. athericus* (*E. x drucei*) und andere Hybriden an der Ostseeküste allerdings nicht selten sind, dürfte es leicht zu Verwechslungen kommen. Über Vorkommen einer von *E. athericus* dominierten Salzwiese an der Ostsee ist nach unserer Kenntnis jedenfalls bislang nicht publiziert worden. Wir gehen deshalb davon aus, dass die Gesellschaft an der Ostsee fehlt.

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

In Queckenrasen unter Dominanz von *Elymus athericus* sind nach der Orginaltabelle in von GLAHN (1986; vgl. Tab. 20) *Festuca rubra* subsp. *litoralis*, *Atriplex prostrata* und *A. littoralis* in allen Aufnahmen vertreten. Weitere Arten mit hoher Stetigkeit sind *Tripolium pannonicum* (80 %), *Artemisia maritima*, *Plantago maritima* (jeweils 40 %) und *Elymus repens* (40 %). Mit geringerer Stetigkeit kommen weitere Kennarten der Klasse hinzu, und auch der Bastard von *Elymus athericus* und *E. repens* (*E. x drucei*) ist mit geringer Stetigkeit vergesellschaftet.

Tabelle 20. *Agropyretum litoralis* (gekürzte Tabelle aus Glahn 1986 nach Aufnahmematerial aus dem oldenburgisch-ostfriesischen Küstengebiet; nur Arten mit einer Stetigkeit über 50 %).

	Nordsee, Niedersachsen
Zahl der Aufnahmen	15
AC	
<i>Elymus athericus</i>	100
KC	
<i>Tripolium pannonicum</i>	80
<i>Artemisia maritima</i>	53
Sonstige	
<i>Festuca rubra</i>	100
<i>Atriplex prostrata</i>	100
<i>Atriplex littoralis</i>	80

Ökologie und Naturschutz

Die Schlüsselart und die von ihr aufgebaute, in Dominanzbeständen recht artenarme Gesellschaft hat entlang der Nordseeküste eine erhebliche Ausweitung des Areals erfahren, und zwar einerseits aufgrund der Reduktion oder Einstellung der Beweidung im Küstenbereich als auch kleinräumig durch Sukzession entlang eines Höhengradienten von höhergelegenen zu tiefergelegenen und häufiger überfluteten Salzwiesen. Unter anderem durch Konkurrenzversuche unter Einbeziehung populationsgenetischer Analysen hat sich BOCKELMANN (2002a, b) mit den möglichen Ursachen dieses invasiven Verhaltens auseinandergesetzt. Die Quecke erfährt bei Sedimentakkumulation und damit verbunden einem höheren Stickstoff-Input gegenüber konkurrierenden Arten eine Förderung. LEENDERTSE (1995) ermittelte Einträge an den Standorten zwischen 50 und 200 kg N ha⁻¹ a⁻¹ mit dem Flutregime sowie um die 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ durch atmogene Einträge. Besonders in den trockeneren Ausbildungen der Phytozönose ist die Sippe aber offensichtlich nicht oder nur zeitweilig N-limitiert. Hochwüchsigkeit gegenüber konkurrierenden Arten, hohe generative wie vegetative Reproduktionsraten als klonale Pflanze und ein hohes potentielles Lebensalter gewährleisten ein großes Beharrungsvermögen und Expansionspotential. Aufgrund der Wuchsleistung und Konkurrenzkraft der Schlüsselart sind gut entwickelte Bestände artenarm.

Die Salzrasen der südlichen und östlichen Nordseeküste werden saisonal intensiv von Rastvögeln beweidet, unter anderem von den auf Taymir in Sibirien brütenden Ringelgänsen (*Branta bernicla* subsp. *bernicla*). Die Gänse meiden die hochwüchsigen Queckenbestände eindeutig und sind an eutrophen Standorten auch nicht in der Lage, durch ihr Fraßverhalten die Sukzession zum *Agropyretum litoralis* effektiv aufzuhalten. Rinderbeweidung unterdrückt demgegenüber die Expansion der Gesellschaft nachhaltig und fördert auf diese Weise die Eignung der betroffenen Flächen als Äsungsraum für Gänse (BOS 2002). Aufgrund von Beweidungsexperimenten unter anderem in der Leybucht des Dollart regen BRONGERS et al. (1990) für ein Naturschutzmanagement eine moderate Beweidungsintensität von 0,5 Rindern je Hektar an, um eine strukturelle Vielfalt und damit auch Artenvielfalt in Reservaten langfristig sicherzustellen (vgl. HENNINGS 1995).

5.1.3.5 *Blysmetum rufi* (Du Rietz & Du Rietz 1925) Gillner 1960 Quellried-Ges.

(*Scirpetum rufi* G.E. et G. Du Rietz 1925, *Junco gerardii-Blysmetum rufi*
(Gillner 1960) J. Tx. 1991 ex Passarge 1999)

Verbreitung

Blysmus rufus (*Blysmopsis rufa*) ist eine holarktisch verbreitete Art, die innerhalb von Europa eher nördlich verbreitet ist und z. B. im mediterranen Raum oder am Schwarzen Meer nicht vorkommt (MÜLLER et al. 2021, EURO+MED 2022).

Um eine Einschätzung der Gesamtverbreitung einer Gesellschaft vornehmen zu können, ist allerdings zunächst zu klären, was die Grundgesamtheit darstellen soll. Das *Blysmetum rufi* ist nach dem hier zugrunde gelegten Verständnis eine Gesellschaft, in der *Blysmus rufus* dominant oder kodominant in Erscheinung tritt. Aufnahmen, in denen die Art nicht vorkam, blieben daher unberücksichtigt, auch wenn sie als *Blysmetum rufi* überschrieben waren. Umgekehrt wurde z. B. in LIBBERT (1940) ein *Armerietum maritimae* vom Darß mit Aufnahmen belegt, in dem einige nach dem hier zugrunde gelegten Verständnis eindeutig zum *Blysmetum rufi* zu stellen sind.

Die Bestände an der Nord- und Ostseeküste bilden den Verbreitungsschwerpunkt der Gesellschaft (PREISING et al. 1994, POLTE 2004b).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

An der Nord- und Ostsee sind Halophyten bzw. Klassenkennarten der *Juncetea maritimi* mit großer Stetigkeit vergesellschaftet, neben der Charakterart vor allem *Juncus gerardii* und *Glaux maritima* (Tab. 21).

Tabelle 21. *Blysmetum rufi* (bezeichnende Arten in einem der drei Bearbeitungsgebiete; HÄRDTLE 1984, HOBOHM 1993, PREISING et al. 1994, BERG et al. 2001: Nr. 2–8, 11–12, 14, 20–28, 30–40, 42–43, 45–48, 50–53, 56, 61–66, 69–75, 77, 81–85 der Originaltabelle).

	Nordsee	Ostsee, Schleswig-Holstein	Ostsee, Mecklenburg-Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	22	17	60
AC			
<i>Blysmus rufus</i>	100	100	100
VC/OC/KC			
<i>Glaux maritima</i>	86-100	88	90
<i>Juncus gerardii</i>	86-100	76	85
<i>Triglochin maritimum</i>	23-32	76	88
<i>Plantago maritima</i>	50-59	41	60
Sonstige			
<i>Agrostis stolonifera</i>	55-59	100	90
<i>Festuca rubra</i>	45-50	100	43
<i>Eleocharis uniglumis</i>	23-27	59	43
<i>Potentilla anserina</i>		.	63

Sehr häufig treten Brackwasserzeiger sowie halo- und/oder beweidungstolerante Flutrasen-, Feuchtgrünland- oder Niedermoorarten hinzu, neben *Festuca rubra* z. B. *Agrostis stolonifera* und – an der Nordsee etwas weniger stetig – *Eleocharis uniglumis*.

Auch hier geht der abnehmende Kochsalzgehalt ganz grob von West nach Ost mit einer Zunahme halotoleranter Glycophyten wie *Potentilla anserina* einher. In Mecklenburg-Vorpommern sind zudem einige Wechselfeuchtezeiger bzw. Niedermoorarten regelmäßig vergesellschaftet (vgl. u. a. LIBBERT 1940, GILLNER 1960, FUKAREK 1961, KRISCH 1974, HÄRDTLE 1984, PREISING et al. 1990, WESTHOFF et al. 1993).

Zu den Arten, die in dieser Gesellschaft zur Dominanz gelangen können, gehören neben *Blysmus rufus* vor allem *Festuca rubra*, *Juncus gerardii*, *Agrostis stolonifera*, je nach Salzgehalt, Humusgehalt und Nässe des Bodens aber z. B. gelegentlich auch *Glaux maritima*, *Eleocharis uniglumis* oder *Alopecurus geniculatus* (vgl. HÄRDTLE 1984, HOBOHM 1993, PASSARGE 1999).

Ökologie und Naturschutz

Das *Blysmetum rufi* tritt wohl nirgends großflächig in Erscheinung und bildet zumeist wenige quadratmetergroße Teppiche innerhalb von Salzwiesen und im Übergang von Salzwiesen zu Brackröhrichten, Flutrasen und anmoorigem Grasland der *Molinio-Arrhenatereta*.

Die Gesellschaft siedelt in feuchten, brackwasserbeeinflussten Mulden der höher gelegenen Salzwiesen, die nur noch selten vom Hochwasser überspült werden. Die Böden sind meist humusreich, sauerstoffarm und häufig auch für längere Phasen mit kochsalzarmem Wasser, z. B. nach länger andauerndem Regen, überstaut. Die Bestände sind niedrigwüchsig und werden von höherwüchsiger Vegetation verdrängt, wenn Tritt, Beweidung oder andere Einflüsse die natürliche Sukzession nicht unterbinden (PREISING et al. 1990, SYNBIOSYS 2021). Nach PASSARGE (1999: 253) „bilden sie fußhohe, 80–100 % deckende Kleinriede in Salzwiesensenken und Brackwasser-beeinflußten Flachmooren.“

Auch *Bupleurum tenuissimum* war im *Blysmetum rufi* oder verwandten Gesellschaften des *Armerion* in Mecklenburg-Vorpommern mehr oder weniger regelmäßig vertreten. Die entsprechenden Aufnahmen wurden im Zeitraum zwischen 1949 und 1998 angefertigt; vgl. BERG et al. 2001). Die Art ist an der Nordsee mittlerweile recht selten geworden und ist auch an der Ostseeküste rückläufig. Von einem Rückgang der Art in Mecklenburg-Vorpommern haben KLOSS & SUCCOW bereits 1966 berichtet. Schaut man sich die Verteilung der schwarzen (vermutlich noch vorhanden) und roten (verschollen) Fundpunkte von *Bupleurum tenuissimum* und *Blysmus rufus* im Verbreitungsatlas (NETPHYD & BfN 2013) an, so wird deutlich, dass die Gesellschaft immer mehr zurückgeht und mittlerweile auf einigen Nordseeinseln und innerhalb längerer Küstenabschnitte an der Ostsee gar nicht mehr vorkommt.

Als Ursache der Bedrohung und des Rückgangs können u. a. die Eutrophierung, zurückgehende Beweidung und nach eigener Auffassung die auf den Inseln der Nordsee stark reglementierte Wegeführung und Befestigung der verbliebenen Wege in den hochgelegenen Salzwiesenbereichen angeführt werden (vgl. POLTE 2004b).

5.1.3.6 *Oenanthe-Juncetum maritimi* Tx. 1937 Strand-Binsen-Ges. (p.p. inkl. *Juncus maritimus*-Gesellschaft)

Verbreitung

Oenanthe lachenalii ist von Nordafrika bis Großbritannien verbreitet, und im Osten erreicht das Areal der Art Polen, Griechenland und Bulgarien. Innerhalb von Deutschland ist *O. lachenalii* in lockeren Röhrichten und extensiv beweidetem Grasland unter Brackwassereinfluss in Niedersachsen und an der Ostsee zu finden. Die Art meidet die schleswig-holsteinische Nordseeküste, die Nordfriesischen Inseln und das westliche Jütland bis zum Limfjord. Die wenigen Aufnahmen aus Niedersachsen stammen von den Ostfriesischen Inseln (GLAHN 1986, PREISING et al. 1990), vorwiegend aus Übergängen und Kontaktbereichen von *Juncetum gerardii* und Brackröhrichten.

An der Ostsee ist die Gesellschaft weiter verbreitet. Ein mitteleuropäischer Schwerpunkt der Verbreitung ist die mittlere und östliche Küste von Mecklenburg-Vorpommern mit Darß, Zingst, Hiddensee, Rügen und Umgebung (HÄRDTLE 1984, BERG et al. 2001, POLTE 2004b, FREDERIKSEN et al. 2012, NETPHYD & BfN 2013, SCHAMINÉE et al. 2017).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Juncus maritimus ist zumeist die dominante Art, gelegentlich erreichen *Festuca rubra* und sehr selten auch *Glaux maritima* Deckungen von über 50 % (GLAHN 1986, PREISING et al. 1990, PASSARGE 1999; Abb. 14).



Abb. 14. *Artemisietum maritimae* im Vordergrund, im Mittelteil des Bildes Bestände des *Oenantho-Juncetum maritimi*, Halbinsel Spitzennorth, Orther Reede, Insel Fehmarn, Ostsee.

Tabelle 22 zeigt die Zusammensetzung der hochsteten Arten im *Oenantho-Juncetum maritimi*. *Juncus maritimus*, *Oenanthe lachenalii* und *Apium graveolens* sind Assoziationscharakterarten, wobei letztere nur Stetigkeitswerte unter 40 % erreicht. Weitere Charakterarten der *Juncetea maritimi* sowie *Festuca rubra* und *Agrostis stolonifera*, die wir hier nicht zu den Klassencharakterarten zählen, weil die für Salzwiesen charakteristischen Unterarten nicht immer eindeutig nachgewiesen wurden und möglicherweise auch nicht immer anwesend sind, sind mit hoher Stetigkeit vergesellschaftet. Ferner gehören *Carex distans*, *Armeria maritima* und *Limonium vulgare* in Niedersachsen sowie *Phragmites australis* und *Potentilla anserina* in Mecklenburg-Vorpommern zur Komposition der bezeichnenden Arten.

Ökologie und Naturschutz

Die Assoziation markiert den oberen, nur noch selten überfluteten *Armerion*-Bereich, z. B. im Kontakt zu nur wenig mit kochsalzhaltigem Wasser beeinflussten Flutrasen, Niedermooren und Röhrichtchen zwischen den Dünen. Diese Gesellschaft ist ökologisch und pflanzensoziologisch eng verwandt mit dem *Ononido-Caricetum distantis*, dem *Junco-Caricetum extensae* und dem *Juncetum gerardii*, zwischen denen fließende Übergänge und Verzahnungen nicht selten sind (Abb. 13). Die Substrate sind humusreich, z. T. anmoorig. Einige Bestände der Gesellschaft sind extensiv beweidet, und es ist kaum anzunehmen, dass sie bei Auflassung nicht von höherwüchsigen Gemeinschaften wie Brackröhrichtchen und in stark ausgesüßten Bereichen sogar Gehölzen verdrängt werden könnten. Häufig gibt es ein Patchwork von dichten, auffallend dunklen Flecken mit *Juncus maritimus* und offeneren Flächen, in denen z. B. *Juncus gerardii*, *Plantago maritima*, *Glaux maritima* oder auch *Agrostis stolonifera* dominant sein können. An den scharfen Spitzen von *Juncus maritimus* kann man sich leicht verletzen. Das wissen auch Haustiere, die dort weiden. Darüber hinaus gehören Binsen (*Juncus maritimus* u. a.) mutmaßlich nicht zur bevorzugten Speise von Weidegängern. Im Schutz der unbeweideten Horste können beweidungsempfindliche Pflanzen aufwachsen.

Tabelle 22. *Oenanthe-Juncetum maritimi* in Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern (bezeichnende Arten in mindestens einer der Tabellen in SCHMEISKY 1974, HÄRDTLE 1984, GLAHN 1986, SCHERFOSE 1986, PREISING et al. 1994 sowie BERG et al. 2001).

	Nordsee, Niedersachsen	Ostsee, Schleswig-Holstein	Ostsee, Mecklenburg- Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	32	11	90
AC			
<i>Juncus maritimus</i>	97-100	100	97
<i>Oenanthe lachenalii</i>	13	36	86
VC			
<i>Carex distans</i>	69-78	18	11
<i>Juncus gerardii</i>	41-47	45	60
<i>Armeria maritima</i>	44-50	.	6
OC, KC			
<i>Glaux maritima</i>	69-78	73	77
<i>Plantago maritima</i>	56-63	73	58
<i>Triglochin maritimum</i>	28	64	48
<i>Artemisia maritima</i>	50-59	55	1
<i>Limonium vulgare</i>	56-63	45	1
Sonstige			
<i>Festuca rubra</i>	69-78	100	79
<i>Agrostis stolonifera</i>	56-63	100	82
<i>Potentilla anserina</i>	9-13	36	56
<i>Phragmites australis</i>	.	9	60

Auf Hiddensee werden die Salzwiesen regelmäßig von Wildschweinen durchwühlt und einige Gebiete, z. B. auf dem Altbessin, sind zusätzlich einer Schafbeweidung ausgesetzt. Die Gesellschaft macht dann zeitweilig einen sehr „zerrupften“ Eindruck. Es ist aber anzunehmen, dass die trampelnden, wühlenden und weidenden Tiere letztlich auch der Erhaltung der Vielfalt von Arten und Strukturen dienen, wenn die Besatzdichte nicht allzu hoch ist.

Allein aufgrund ihrer geringen Flächenausdehnung und Seltenheit und vor dem Hintergrund der Tatsache, dass diese Gesellschaft neben den Niederlanden einen ihrer Verbreitungsschwerpunkte in Deutschland hat, sollte sie in Zukunft genauestens beobachtet werden. Es ist bislang nicht abschließend geklärt, ob die Gesellschaft jeweils an Ort und Stelle zu erhalten ist, oder ob es nicht auch möglich wäre, eine gewisse Sukzession in Verbindung mit kleinräumiger Migration zuzulassen.

5.1.3.7 *Junco ancipis*-*Caricetum extensae* Br.-Bl. & de Leeuw 1936 Salz-Seggen-Ges.

(pp. inkl. *Odontito litoralis*-*Caricetum extensae* (Libbert 1940) Passarge
1999)

Verbreitung

Carex extensa und *Centaurium pulchellum* sind fast kosmopolitisch verbreitete Arten. Auch das Areal von *Juncus anceps* ist sehr groß; bei dieser Art hängt die Beurteilung der Gesamtverbreitung aber auch davon ab, ob *Juncus alpinoarticullatus*, *J. alpinus* und/oder *J. atricapillus* als Synonyme, Unterarten oder als eigenständige Arten aufgefasst werden (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998, FREDERIKSEN et al. 2012, MÜLLER et al. 2021, EURO+MED 2022).

Jedenfalls ist von einem großen Areal der Gesellschaft innerhalb Europas auszugehen. Dabei zeigt sie eine deutlich engere Bindung an Küstenlandschaften als etwa das *Ononido-Caricetum distantis* (POLTE 2004b).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Carex extensa ist Assoziations-Charakterart, *Juncus anceps* (Nordsee) und *Centaureum pulchellum* (Ostsee) können als regionale Kennarten gewertet werden. Im *Junco-Caricetum extensae* sind insbesondere *Glaux maritima* und *Juncus gerardii* fast immer vergesellschaftet (Tab. 23).

Tabelle 23. *Junco-Caricetum extensae* (bezeichnende Arten in mindestens einem der Bezugsräume nach Aufnahmematerial in GLAHN 1986, HOB OHM 1993, PREISING et al. 1994 und BERG et al. 2001).

	Nordsee, Niedersachsen	Ostsee, Mecklenburg-Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	15	63
AC und regionale AC		
<i>Carex extensa</i>	93	60
<i>Juncus anceps</i>	60	.
<i>Centaureum pulchellum</i>	7	67
VC		
<i>Juncus gerardii</i>	93	91
<i>Armeria maritima</i>	73	30
OC/KC		
<i>Glaux maritima</i>	100	94
<i>Pantago maritima</i>	80	67
<i>Triglochin maritimum</i>	53	65
<i>Tripolium pannonicum</i>	53	65
Sonstige		
<i>Agrostis stolonifera</i>	67	94
<i>Festuca rubra</i>	67	59
<i>Phragmites australis</i>	27	60

Einige Arten mit geringerer Stetigkeit wie etwa *Odontites litoralis*, *Trifolium fragiferum*, *Potentilla anserina* oder auch *Leontodon saxatilis* deuten auf nur noch schwach kochsalzhaltige Verhältnisse hin (FRÖDE 1957/58, HOB OHM 1993, PREISING et al. 1994, BERG et al. 2001). *Phragmites* ist in dieser Gesellschaft zwar eine recht häufige Begleitart, hat aber eine ausgesprochen große ökologische Amplitude auch im Hinblick auf den Nährstoff- und Kochsalzgehalt im Wasser bzw. Boden und ihr Indikatorwert ist in dieser Hinsicht begrenzt. Mit ihren langen Ausläufern kann sie problemlos bis in den unteren Salzwiesenbereich vordringen und sogar im poly-euhalinen Milieu überdauern (z. B. stellenweise an der Ostseite von Sylt), wenn kochsalzärmeres Wasser nicht weit entfernt zu beziehen ist.

Ökologie und Naturschutz

Die Assoziation ist auf feuchten, meso- bis eutrophen, basenreichen, meist schlickig-sandigen Substraten im oberen *Armerion* zu finden. Im Hinblick auf den Feuchte- und Salzgradienten vermittelt sie zwischen dem *Juncetum gerardii* und dem *Ononido-Caricetum distantis*, mit dem sie gelegentlich verzahnt ist, aber auch mit Brackröhrichtern oder anderen Gesellschaften, die in Richtung Süßwasser anschließen. Einige Bestände sind innerhalb von Extensivweiden zu finden. Die Gesellschaft ist natürlicherweise recht selten und sollte allein deshalb genauestens erfasst und beobachtet werden.

5.1.3.8 *Ononido-Caricetum distantis* Tx 1955 Hauhechel-Ges.

(*Ononis spinosa-Carex distans*-Gesellschaft Menke 1969, pp. inkl. *Centaurio littoralis-Caricetum distantis* (Jeschke 1968) Passarge 1999, *Agrostio maritimae-Caricetum distantis* Soó 1939 sowie *Juncus anceps-Carex distans*-Salzwiesen sensu Hobohm 1993)

Verbreitung

Die Gesellschaft ist z. T. aus formalen Gründen nicht überall als Assoziation anerkannt oder sie wurde als Subassoziation anderen Gesellschaften zugeordnet. Unstrittig ist dagegen, dass entsprechende Vergesellschaftungen sowohl an der Nordsee wie auch an der Ostsee vorkommen (vgl. GLAHN 1986, HOB OHM 1993, PASSARGE 1999, BERG et al. 2001, POLTE 2004b, SCHAMINÉE et al. 2017).

Verwandte Gesellschaften, z. B. das *Deschampsio cespitosae-Caricetum distantis* Schubert et Mahn 1962 und weitere Vergesellschaftungen mit *Carex distans* wurden für Salzstellen des Binnenlandes u. a. in Bremen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Westfalen sowie dem Burgenland in Österreich belegt. Diese sind häufig deutlich artenärmer als die Bestände an der Küste, die Begleitartenzusammensetzung unterscheidet sich deutlich und sie wären insofern kaum in ein auch weit gefasstes *Ononido-Caricetum distantis* einzugliedern (BANK & KISON, CORDES, HOB OHM, LABASCH & OTTE, PUSCH, RAABE; alle in BRANDES 1999).



Abb. 15. Extensiv beweidetes *Ononido-Caricetum distantis* auf Terschelling, Niederlande (links im Hintergrund der Dünenfuß mit *Ammophila arenaria*).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Da von der schleswig-holsteinischen Ostseeküste bislang nur wenig zu dieser Gesellschaft veröffentlicht wurde, sind in Tabelle 24 Aufnahmen bzw. Tabellen von den Flächenländern an der Nordsee zusammengefasst und denen der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern gegenübergestellt.

Nicht auf jeder Fläche innerhalb der Gesellschaft sind stets die beiden Charakterarten *Carex distans* bzw. *Ononis spinosa* gleichzeitig anwesend. Aufnahmen, in denen beide Arten fehlten, blieben in Tabelle 25 allerdings unberücksichtigt.

Die Artenzusammensetzungen der Gesellschaft sowohl an der Nordsee wie auch an der Ostsee weisen auf einen deutlich reduzierten Einfluss von Meerwasser bzw. Kochsalz hin. Nur noch wenige *Juncetea*-Arten sind mit hoher Stetigkeit vergesellschaftet. Im Gegensatz dazu finden sich zunehmend Wechselfeuchtezeiger oder Arten des Wirtschaftsgrünlandes wie *Poa pratensis*, *Trifolium repens* und *Leontodon autumnalis* mit nur noch geringer Salztoleranz ein (Abb. 15).

Tabelle 24. *Ononido-Caricetum distantis* (Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit in einem der Bezugsräume; nach MENKE 1969, SCHERFOSE 1986, HOBHOM 1993, PREISING et al. 1994 sowie Tab. 132a, c, e und f in PASSARGE 1999).

	Nordsee, Niedersachsen und Schleswig-Holstein	Ostsee, Mecklenburg-Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	46	25
AC		
<i>Carex distans</i>	82-86	92-100
<i>Ononis spinosa</i>	78-82	20-24
VC		
<i>Armeria maritima</i>	64-68	28-32
<i>Juncus gerardii</i>	50-52	64-72
KC		
<i>Plantago maritima</i>	64-66	52-60
Sonstige		
<i>Festuca rubra</i>	96-100	60-68
<i>Potentilla anserina</i>	86-90	64-72
<i>Agrostis stolonifera</i>	74-78	68-76
<i>Poa pratensis</i>	70-72	40-48
<i>Lotus corniculatus</i> agg.	52-54	68-72
<i>Trifolium repens</i>	52-56	28-32

Carex distans bildet nur selten Dominanzbestände mit Deckungsanteilen von mehr als 50 oder 60 %. Dominant oder kodominant sind vor allem Poaceen wie *Festuca rubra* oder *Agrostis stolonifera*, gelegentlich sind es auch *Juncetea*-Arten, z. B. *Juncus gerardii* (vgl. MENKE 1969, SCHERFOSE 1986, HOBHOM 1993, PREISING et al. 1994, Tab. 132a, c, e und f in PASSARGE 1999).

Ökologie und Naturschutz

Die Gesellschaft besiedelt hochgelegene Salzwiesen, vielfach mit Kontakt zum Dünenfuß oder an der Ostsee zur Jungmoräne, auf sandigen und etwas kalkhaltigen und/oder leicht basischen Substraten. Die extensive Beweidung mit Rindern, Pferden, Schafen und/oder Kaninchen wirkt sich offensichtlich positiv aus (PREISING et al. 1993, PASSARGE 1999).

Allein aufgrund ihrer Seltenheit sollte der Assoziation ein hoher Naturschutzwert zuerkannt werden. Zur Erhaltung ist vermutlich nicht viel mehr nötig als die Gewährleistung unregelmäßiger Überflutungen durch das Meer sowie die regelmäßige Nutzung in Form einer extensiven Beweidung (HOBHOM 1986, Abb. 14).

5.1.4 *Saginion maritimae* Westhoff et al. 1962 Krähenfuß-Wegerich-Mastkraut-Fluren

Tabelle 25 gibt Auskunft über Vorkommen von *Saginion*-Gesellschaften an der Nord- und Ostseeküste und über die Arten, die mit hoher Stetigkeit in den entsprechenden Assoziationen vertreten sind.

Tabelle 25. *Saginion*-Gesellschaften an der Nord- und Ostsee mit Angaben zur Stetigkeit bezeichnender Arten (Arten mit hoher Stetigkeit an beiden Küsten fettgedruckt; Quellenangaben vgl. Text und folgende Tabellen).

	Nordsee	Ostsee
<i>Sagino maritimae</i> - <i>Cochlearietum danicae</i>	<i>Plantago coronopus</i> (94-100) <i>Festuca rubra</i> (81-87) <i>Armeria maritima</i> (80-83) <i>Agrostis stolonifera</i> (74-77) <i>Cochlearia danica</i> (69-74) <i>Sagina maritima</i> (57-63)	<i>Festuca rubra</i> (70-82) <i>Agrostis stolonifera</i> (64-87) <i>Plantago coronopus</i> (60-82) <i>Plantago maritima</i> (73) <i>Juncus gerardii</i> (65-68) <i>Sagina maritima</i> (49-64) <i>Elymus repens</i> (27-57) <i>Leontodon autumnalis</i> (5-62) <i>Trifolium repens</i> (14-51) <i>Bupleurum tenuissimum</i> (0-54)
<i>Centauro litoralis</i> - <i>Saginetum nodosae</i>	<i>Centaureum litorale</i> (98) <i>Sagina nodosa</i> (86) <i>Festuca rubra</i> (84) <i>Agrostis stolonifera</i> (79) <i>Carex arenaria</i> (67) <i>Odontites vernus</i> agg. (60) <i>Plantago coronopus</i> (52) <i>Potentilla anserina</i> (50)	<i>Festuca rubra</i> (71) <i>Centaureum litorale</i> (53) <i>Carex arenaria</i> (53) <i>Agrostis capillaris</i> (53)

5.1.4.1 *Sagino maritimae-Cochlearietum danicae* Tx. 1957

Strand-Mastkraut-Löffelkraut-Ges.

(*Saginetum maritimae* Westhoff 1947; *Plantagini coronopi-Saginetum maritimae* Gillner & Ivarsen 1951)

Verbreitung

Die Assoziation ist von der südlichen Ostsee und den Britischen Inseln bis in den mediterranen Raum hinein verbreitet (POLTE 2004b).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Neben den Assoziationskennarten sind es vor allem niedrigwüchsige Arten mit Grundblattrosetten wie *Plantago coronopus*, *P. maritima*, *Armeria maritima* oder auch *Leontodon autumnalis*, die in dieser Gesellschaft neben *Festuca rubra* oder *Agrostis stolonifera* den Aspekt bestimmen.

Cochlearia danica tritt an der Ostsee nicht so häufig auf wie an der Nordsee und auch *Armeria maritima* tritt zurück, andererseits sind *Bupleurum tenuissimum* und *Leontodon autumnalis* an der Ostsee mit höherer Stetigkeit vertreten (Tab. 26).

Tabelle 26. *Sagino maritimae-Cochelarietum danicae* (Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit in mindestens einem der drei Bezugsräume; nach Zusammenstellung von Aufnahmen und Tabellen in SCHWABE 1983, HÄRDTLE 1984, SCHERFOSE 1986, HOBOHM 1986, HOBOHM 1993, PREISING et al. 1994).

	Nordsee, Niedersachsen	Ostsee, Schleswig-Holstein	Ostsee, Mecklenburg- Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	70	22	37
AC			
<i>Sagina maritima</i>	57-63	64	49
<i>Cochlearia danica</i>	69-74	18	5
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	6	.	54
VC			
<i>Plantago coronopus</i>	94-100	82	60
OC, KC			
<i>Armeria maritima</i>	80-83	.	41
<i>Juncus gerardii</i>	33-34	68	65
<i>Plantago maritima</i>	24-27	73	73
Begleitarten bzw. Sonstige			
<i>Agrostis stolonifera</i>	74-77	64	87
<i>Festuca rubra</i>	81-87	82	70
<i>Trifolium repens</i>	37-40	14	51
<i>Elymus repens</i>	3	27	57
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	5	62

Ökologie und Naturschutz

Im Übergang von der Halo- zur Xeroserie treten Therophyten zahlreicher in Erscheinung. Infolge von Beweidung, Tritt oder zunehmender Trockenheit können sie kleinflächig zur Dominanz gelangen.

Die Vegetation ist im Vergleich zu den nach unten anschließenden Salzwiesen deutlich weniger produktiv, lückiger und niedrigwüchsiger. Einige wenige Nordseeinseln sind frei von Kaninchen. Dort jedoch, wo die Tiere vorkommen, nutzen sie die leicht erhöhten Stellen vielfach, um Ausschau zu halten, zu fressen und in Ruhe ihr Geschäft zu erledigen. Ihre Exkremente erreichen im *Saginion* gelegentlich Deckung 2a.

Die Gesellschaft ist fast überall nur kleinflächig vertreten. Allein aus diesem Grund sollte die Bestandesentwicklung sowohl auf den Inseln im Wattenmeer wie auch in den wenigen Gebieten mit Übergang von der Sandsalzwiese zum Dünenfuß an der Festlandküste der Nordsee und an der Ostsee genauestens beobachtet werden. Der hohe Indikatorwert dieser Gesellschaft für eine Ökokline mit spezifischer Dynamik unterstreicht die naturschutzfachliche Bedeutung der Gesellschaft. Darüber hinaus war oder ist *Bupleurum tenuissimum* zumindest an der Ostsee mit höherer Stetigkeit vertreten, eine vergleichsweise seltene Art, die in den vergangenen Jahrzehnten stark zurückgegangen ist. In Mittel- und Westeuropa liegt ein Hauptverbreitungsgebiet der Gesellschaft an der Küste Mecklenburg-Vorpommers (vgl. KLOSS & SUCCOW 1966, NETPHYD & BfN 2013; FloraWeb vom BfN, www.floraweb.de).

5.1.4.2 *Centaurio litoralis-Saginetum nodosae* Diemont et al. 1940 Strand-Tausendgüldenkraut-Mastkraut-Ges.

Verbreitung

Die Gesellschaft weist im Gegensatz zum *Sagino-Cochlearietum* ein relativ kleines Verbreitungsgebiet auf. Dieses liegt in der temperaten Zone und reicht etwa von der Bretagne über die Britischen Inseln bis zur Ostsee (POLTE 2004b).

Artenverbindungen und Dominanzverhältnisse

Neben den Assoziations- und Verbandscharakterarten kommen *Festuca rubra*, *Carex arenaria* sowie *Agrostis stolonifera* mit hoher Stetigkeit vor. Dagegen spielen weitere *Juncetea maritimi*-Arten nur noch eine untergeordnete Rolle und erscheinen in dieser Gesellschaft mit deutlich geringerer Stetigkeit als in allen übrigen Gesellschaften der Klasse (Tab. 8–27).

Tabelle 27. *Centaurio-Saginetum* (Arten mit einer Stetigkeit von mindestens 50 % in einem der Bezugsräume; nach HOBOMH 1993, PETERSEN 2000, BERG et al. 2001).

	Nordsee, Niedersachsen	Ostsee, Mecklenburg-Vorpommern
Zahl der Aufnahmen	58	17
AC		
<i>Centaurium litorale</i>	98	53
<i>Sagina nodosa</i>	86	47
AD		
<i>Carex arenaria</i>	67	53
VC		
<i>Plantago coronopus</i>	52	47
Häufige Begleitarten		
<i>Festuca rubra</i>	84	71
<i>Agrostis stolonifera</i>	79	41
<i>Odontites vernus</i> agg.	60	.
<i>Potentilla anserina</i>	50	6
<i>Agrostis capillaris</i>	.	53

Ökologie und Naturschutz

Das *Centaurio-Saginetum* besiedelt wechselfeuchte, oligohalin bis ausgesüßte Dünenfüße, Strandmulden und primäre, junge Dünenaltbereiche. Beide *Saginion*-Gesellschaften markieren mehr oder weniger konsolidierte Bereiche etwa in Höhe der höchsten Wasserstände. Dabei zeigt das *Centaurio-Saginetum* eine weniger enge Bindung an die obere Salzwiese als das *Sagino-Cochlearietum*. Sie ist auch ohne Kontakt zu anderen Salzwiesen z. B. in feuchten Dünenältern zu finden (HOBOMH 1993, PETERSEN 2000).

Auch diese Assoziation ist zumeist nur kleinflächig vertreten und allein aufgrund ihrer Seltenheit hochgradig schutzwürdig.

V. Zusammenfassung und Fazit

Küstenlandschaften sind ein Hotspot des Klimawandels und der intensiven Nutzung. Sie sind ökonomisch außerordentlich bedeutsam, repräsentieren wichtige Industriezentren, Städte und Häfen, Fischerei und Landwirtschaft. Mit der Küste und dem Blick auf das Meer verbinden sich immaterielle Werte und Aktivitäten, die mit der Erholungsfunktion und soziokulturellen Aspekten verbunden sind. Diese wiederum sind das Fundament einer finanzstarken Tourismusbranche, die auch die Bedeutung der Natur zunehmend würdigt.

Eingebettet und vorgelagert sind einzigartige Ökosysteme wie Küstendünen und Strände, Seegraswiesen und Salzmarschen, die es auf der Basis internationaler Regularien zu schützen gilt.

Seegrasrasen und Salzwiesen umfassen hochspezialisierte Lebensgemeinschaften. Viele der vom Salzwasser beeinflussten Küstenhabitate an der Nord- und Ostsee sind sehr produktiv und einige Millionen von Zugvögeln nutzen diese im Frühling und Herbst als Nahrungs- und Rasthabitate. Gleichzeitig stellen sie Dienstleistungen von unschätzbarem Wert zur Verfügung. Seegraswiesen sind eine Kinderstube u.a. für Fische und daher bedeutsam für die Fischerei. Salzwiesen stellen eine natürliche Barriere gegen die offene See dar, und sowohl die Landwirtschaft wie auch der Tourismus profitieren unmittelbar von ihnen. Mittlerweile wurde festgestellt, dass Salzwiesen mit ihren Böden ein hervorragendes System zur CO₂-Akkumulation darstellen und in dieser Hinsicht z. B. Waldökosysteme in den Tropen, gemäßigten Breiten und in der borealen Zone um Größenordnungen übertreffen. Über das System Vegetation-Boden werden darüber hinaus Trüb-, Nähr- und Schadstoffe zumindest vorübergehend gebunden, teilweise aber auch langfristig festgelegt, verändert oder abgebaut.

Meeresspiegelanstieg, zunehmende Extremwetterereignisse, aber auch anthropogene Maßnahmen führten und führen zu einer flächenmäßigen Reduktion von Küsten-Ökosystemen. Auf der anderen Seite gibt es Küstenschutzmaßnahmen wie die Anlage und Pflege von Lahnungsfeldern, Sandvorspülungen, Naturschutzmaßnahmen und natürliche Prozesse wie Sanddrift und Sedimentation, die dazu führen können, dass typische Küstenökosysteme wie Dünen oder Salzwiesen sogar größer werden.

Ist das ansteigende Meer eine ernsthafte Bedrohung für Salzwiesen? Wie wichtig ist die Dynamik in Bezug auf Wind und Wasser für das Überleben der Seegraswiesen und Salzrasen an unseren Küsten? Wo sollte die landwirtschaftliche Nutzung in Form von Mahd oder Beweidung zugelassen werden, wo müsste die Nutzung reduziert werden? Dies sind zentrale Fragen, die auch den Schutz der Natur betreffen, und die Antwort ist häufig genug uneindeutig. Unabhängig davon ist der Anstieg des Meeres inzwischen genau so wenig zu bestreiten, wie das gleichzeitige Wachstum der Landoberfläche mit den Salzwiesen an den Küsten.

Effekte des Klimawandels spielen gerade an den hier betrachteten Küsten im Vergleich zu den Einflüssen und Veränderungen in der Landnutzung nur eine untergeordnete Rolle. Dies mag auch damit zusammenhängen, dass die Arten und Ökosysteme von Küstenlandschaften in besonderer Weise an die Dynamik von Wind und Wasser adaptiert sind.

Beobachtung ist die Voraussetzung jeder Klassifikation, und Klassifikation ist die Grundlage der Organisation wissenschaftlicher Monitoring-Programme. Die Erfassung und Systematik von Pflanzengesellschaften unterstützt das Verständnis von Mustern und Prozessen in der Landschaft, von den Auswirkungen des Klimawandels, der Landnutzung und den Möglichkeiten des praktischen Naturschutzes.

In dieser Synopsis werden vorrangig von Salzwasser beeinflusste Pflanzengesellschaften der deutschen Nord- und Ostseeküste mit den zugehörigen Inseln analysiert. Wir geben einen Überblick über die geographische Verbreitung, ökologische Bedingungen, pflanzensoziologische Systematik, Syntaxonomie sowie aktuelle Veränderungen, Bedrohungen und mögliche Schutzmaßnahmen in Bezug auf Pflanzengesellschaften der *Zostereta*, *Potamogetonetea* (*Ruppialia*), *Spartinetea*, *Thero-Salicornietea* und *Juncetea maritimi*.

Dabei werden Pflanzengesellschaften von Seegras- und Salzwiesen im Hinblick auf ihre Artenzusammensetzung und Verbreitung an der Nord- und Ostseeküste verglichen. Die 30 hier besprochenen Gesellschaften auf Assoziationsniveau lassen sich – je nach Interpretation der Länder – etwa sechs bis acht Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie zuordnen. Hierbei sind binnenländische Habitate nicht berücksichtigt.

In einer Synopsis von Pflanzengesellschaften bleiben Habitate ohne Vegetation naturgemäß unberücksichtigt. Zu den auch von der FFH-Richtlinie nicht erfassten und damit z.T. nicht geschützten Lebensraumtypen gehören u.a. naturnahe und naturferne Sandstrände, Sloop-Sandplaten und artenarme Schill- und Geröllbänke. Diese sind für am Boden brütende Küstenvögel allerdings teilweise ausgesprochen bedeutsam. Die spärliche Vegetation, die sich hier z.T. entwickelt, gehört vielfach zu den Ruderal- und Spülsaumgesellschaften und wird hier nicht thematisiert.

In den vergangenen 100–120 Jahren verloren Seegraswiesen (*Zosteretea*) und Wasserpflanzengesellschaften im Brackwasser (*Ruppiaetalia*) aufgrund von chemischen bzw. physikalisch-technischen Veränderungen große Teile ihres einstigen Areals. Die Verluste der sublitoralen Seegraswiesen (*Zosteretum marinae*) betragen 100 % im Wattenmeer und vermutlich über 50 % in der Ostsee. Es ist nicht auszuschließen, dass in Norddeutschland drei Viertel aller Seegraswiesen verschwunden sind. Auch der Rückgang der Brackwasser-Gesellschaften dürfte in der Größenordnung von mindestens 50 % für ganz Norddeutschland zu veranschlagen sein. Eine Minimalforderung für die Verbesserung der ökologischen Bedingungen von Wasserpflanzengesellschaften im marinen und brackigen Milieu ist die Reduktion der Fracht von Nähr- und Trübstoffen. Um dies zu erreichen, muss einerseits die Nährstoffzufuhr über die Zuflüsse und Grundwasseraustritte, andererseits müssen die den Gewässerboden aufwühlenden und alle anderen eine Trübung verursachenden – *betrüblichen* – Aktivitäten wie Grundfischerei, Baggertätigkeiten, Verklappung von Baggergut im Meer, Strandvorspülungen etc. deutlich reduziert werden. Es ist an der Zeit, die Regularien, die bereits existieren, auch in dieser Hinsicht konsequent anzuwenden.

Im Gegensatz dazu und trotz des Meeresspiegelanstiegs sind Salzwiesen im selben Zeitraum eher gewachsen. Dabei sind anthropogene Maßnahmen und natürliche Prozesse im Verbund zu betrachten. Schlagartige Rückgänge fanden regional durch Küstenschutz- und Eindeichungsmaßnahmen statt, die langfristig aber teilweise kompensiert und lokal überkompensiert werden konnten. Mit Hilfe von Satellitenbildern ist es möglich, den Zuwachs der vergangenen 30–40 Jahre zu quantifizieren. Über die Auswertung von Kartenmaterial und Luftbildern kommt man teilweise noch deutlich länger zurück. Danach ist in Deutschland die vom Überflutungsgeschehen beeinflusste Küstenfläche nicht kleiner, sondern in den vergangenen Jahrzehnten größer geworden.

Innerhalb der *Thero-Salicornietea* sind die von *Salicornia stricta*, *S. europaea* (s. str.) und aufrechten Sippen von *Suaeda maritima* beherrschten Gesellschaften derzeit nicht bedroht. Das Augenmerk sollte dagegen auf die deutlich selteneren Bestände des *Suaedo-Bassietum hirsutae*, *Salicornietum decumbentis* und *Suaedetum prostratae* gelegt werden, auch wenn die Frage der Taxonomie einiger Sippen insbesondere innerhalb der Chenopodiaceae immer noch nicht als abschließend geklärt gelten kann. In solchen Fällen sollten besonders die charakteristische Artenkombination, die Vegetationsstrukturen und die ökologischen Bedingungen im Fokus des Naturschutzinteresses stehen.

Die *Spartinetea* sind mit einer extrem artenarmen und weit verbreiteten Gesellschaft im Wattenmeer vertreten. Diese muss derzeit nicht gesondert geschützt werden.

Die meisten Salzwiesen gehören soziologisch zur Klasse der *Junceteta maritimi*. Dabei sind Assoziationen wie das *Halimionetum portulacoidis*, *Artemisietum maritimae* oder von Quecken beherrschte Gesellschaften inzwischen weit verbreitet. Sie profitieren vom großflächigen Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzung. Einst weit verbreitete Gesellschaften wie das *Puccinellietum maritimae* oder *Juncetum gerardii* sind lokal und regional durch Auflassung zurückgegangen.



Abb. 16. „These von der ertrinkenden Küstenlandschaft“ im Zuge des Meeresspiegelanstiegs (Fotomontage mit dem Leuchtturm von Pilsum in Ostfriesland; oben) sowie Wellen, Spülsäume (Muschelschill, *Zostera marina* subsp. *marina*) und Sanderlinge (*Callidris alba*), die am Sandstrand von Hiddensee an der Ostsee nach Nahrung suchen (unten) als Versinnbildlichung der These von der natürlicherweise migrierenden Landschaft.

Allerdings gibt es auch eine Reihe von Assoziationen, die von Natur aus seltener sind und/oder in den vergangenen Jahrzehnten deutlich zurückgegangen sind. Zu diesen gehören das *Blysmetum rufi*, *Oenantho-Juncetum maritimi*, *Ononido-Caricetum distantis*, *Sagino maritimae-Cochlearietum danicae*, sowie das *Centaurio litoralis-Saginetum nodosae*. Diese Pflanzengesellschaften profitieren von der natürlichen Dynamik und sie sind häufig innerhalb ausgeprägter Ökoklinen angesiedelt. Wenn die Dynamik durch anthropogene Maßnahmen reduziert wird, können diese nur verlieren.

In vielen Fällen wäre es leicht möglich, einer natürlichen Entwicklungsdynamik mehr Raum zuzugestehen, ersatzweise eine extensive Beweidung zuzulassen und auf diese Weise die landschaftliche Vielgestaltigkeit und Habitatheterogenität zu gewährleisten. Auch die Mahd kann hilfreiche Dienste dort leisten, wo es darum geht, Nährstoffe aus dem Ökosystem zu eliminieren oder wenigstens phasenweise lichtere Verhältnisse zu schaffen.

Das Schicksal von Küstenhabitaten in Zeiten des Meeresspiegelanstiegs und zunehmender Extremwetterereignisse ist nicht notwendigerweise ein Ertrinken in den Fluten. Küstengebundene Arten und Ökosysteme bewegen sich nicht nur mit dem Meer auf- und abwärts. Ihre horizontale Verbreitung verändert sich auch mit dem Wechsel von Warm- und Kaltzeiten, von Erosion und Sedimentation entlang der Küsten. Viele natürliche und anthropogene Prozesse zusammen bestimmen die Existenz, Ausdehnung und Zusammensetzung von Küstenökosystemen. Für die Annahme, dass die Gesamtfläche von salz- und brackwasserbeeinflussten Gemeinschaften unter natürlichen Bedingungen vor allem von der Höhe des Meeresspiegels abhängig ist und die Küstenländer kleiner werden müssen, wenn das Meer ansteigt, gibt es derzeit nach unserer Kenntnis weder für Europa insgesamt, noch für die Küstenlandschaften in Deutschlands empirische Belege.

Die *These von der ertrinkenden Küstenlandschaft* im Zuge des Klimawandels und Meeresspiegelanstiegs allein kann die dynamischen Vorgänge inklusive Flächenbilanzen jedenfalls nicht hinreichend erklären. Wir möchten diese durch die *These von der natürlicherweise migrierenden Landschaft* ergänzen (Abb. 16).

Danksagung

Für die Durchsicht einzelner oder mehrerer Kapitel, für wertvolle Hinweise und die Zusendung von Aufnahmematerial sowie Unterstützung bei der formalen Ausgestaltung danken wir Anna Jule Dannenberg, Ayna Dannenberg, Christian Berg, Hermann Michaelis, Moritz Padlat, Jörg Petersen und Volker Scherfose sehr herzlich.

Literatur

- AARUP, T. (2002): Transparency of the North Sea and Baltic Sea – a Secchi depth data mining study. – *Oceanologia* 44: 323–337.
- ALMQUIST, E. (1929): Upplands vegetation och flora. – *Acta Phytogeogr. Suec.* 1: 1–622.
- ALTEHAGE, C. & ROSSMANN, B. (1939): Vegetationskundliche Untersuchungen der Halophytenvegetation binnenländischer Salzstellen im Trockengebiet Mitteldeutschlands. – *Beih. Bot. Zbl. B.* 60: 135–180.
- ANDRES, C. (1999): Zur Regeneration von Salzwiesen aus Schilfröhrichten und Queckenrasen; erste Ergebnisse von Dauerflächen-Untersuchungen an den Numburger Salzstellen (Nordthüringen). – *Braunsch. Geobot. Arb.* 6: 19–27.
- ANDRESEN, H., BAKKER, J.P., BRONGERS, M., HEYDEMANN, B. & IRMLER, U. (1990): Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. – *Vegetatio* 89: 137–148.
- ARENS, S. (1997): Vegetationsentwicklung der Leybucht von 1948–1996. – *Forschungsstelle Küste, Nieders. Landesamt Ökol.*: 108 pp.
- ASMUS, H. & ASMUS, R. (2017): Muschelbänke, Seegraswiesen und Watten an Sand- und Schlickküsten. – In: HEMPEL, G., BISCHOF, K. & HAGEN, W. (Hrsg.): *Faszination Meeresforschung*: 261–272. Springer, Heidelberg.
- BAKKER, J.P. (1978): Changes in a salt marsh vegetation as a result of grazing and mowing – a fire year experiment of permanent plots. – *Vegetatio* 38: 77–87.
- BAKKER, J.P. & DE VRIES, Y. (1992): Germination and early establishment of lower saltmarsh species in grazed and mown salt marsh. – *J. Veg. Sci.* 3: 247–253.
- BANK, C. & KISON, H.U. (1999): Zur Situation der Salzstelle Hecklingen in Vergangenheit und Gegenwart. – *Braunsch. Geobot. Arb.* 6: 95–110.
- BEAUMONT, N.J., JONES, L., GARBUTT, A., HANSOM, J.D. & TOBERMAN, M. (2014): The value of carbon sequestration and storage in coastal habitats. – *Estuar. Coast Shelf Sci.* 137: 32–40.

- BEEFTINK, W.G. (1962): Conspectus of the phanerogamic salt plant communities in the Netherlands. – Biol. Jaarb. Dodonaea 30: 325–362.
- BEEFTINK, W.G. (1968): Die Systematik der europäischen Salzpflanzengesellschaften. – In: TÜXEN, R. (Ed.): Pflanzensoziologische Systematik: 239–272. Junk, Den Haag.
- BEEFTINK, W.G. (1977): The coastal salt marshes of western and northern Europe: an ecological and phytosociological approach. – In: CHAPMAN, V.J. (Ed.): Wet coastal ecosystems, Ecosystems of the world 1: 109–155. Elsevier, Amsterdam.
- BEEFTINK, W.G. (1985): Interactions between *Limonium vulgare* and *Plantago maritima* in the *Plantagini-Limonietum* on the Boschplaat, Terschelling, The Netherlands. – Vegetatio 61: 33–44.
- BEEFTINK, W.G. (1959): Some notes on Skallingens salt marsh vegetation and its habitat. – Acta Bot. Neerland. 8: 449–472.
- BEEFTINK, W.G. & GÉHU, J.-M. (1973): *Spartinetea maritimae*. – In: TÜXEN, R. (Ed.): Prodrôme des groupements végétaux d'Europe. 1: 1–43. Cramer, Lehre.
- BEEFTINK, W.G., ROZEMA, J. & HUISKES, A.H.L. (1983): Ecology of coastal vegetation. – Junk Publishers, Dordrecht: 589 pp.
- BEEFTINK, W.G. (1972): Übersicht über die Anzahl der Aufnahmen europäischer und nordafrikanischer Salzpflanzengesellschaften für das Projekt der Arbeitsgruppe für Datenverarbeitung. – In: VAN DER MAAREL, E. & TÜXEN, R. (Eds.): Grundfragen und Methoden der Pflanzensoziologie. – Ber. Sympos. IVV 1970: 371–396. Junk, Den Haag.
- BEEFTINK, W.G. (1985): Population dynamics of annual *Salicornia* species in the tidal salt marshes of the Oosterschelde, The Netherlands. – Vegetatio 61: 127–185.
- BEEFTINK, W.G., DAANE, M.C., DE MUNCK, W. & NIEUWENHUIZE, J. (1978): Aspects of population dynamics in *Halimione portulacoides* communities. – Vegetatio 36: 31–43.
- BEEFTINK, W.G. (1965): De zoutvegetatie van ZW-Nederland beschouwd in Europees Verband. – Meded. Landbouwhogeschool Wageningen: 167 pp.
- BEHRE, K.-E. (1979): Zur Rekonstruktion ehemaliger Pflanzengesellschaften an der deutschen Nordseeküste. – Ber. Sympos. IVV 1978: 181–214.
- BEHRE, K.-E. (2004): Coastal development, sealevel change and settlement history during the late Holocene in the Clay District of Lower Saxony (Niedersachsen), Northern Germany. – Quat. Int. 112: 37–53.
- BEHRE, K.-H. (1985): Die ursprüngliche Vegetation in den deutschen Marschgebieten und deren Veränderung durch prähistorische Besiedlung und Meeresspiegelbewegungen. – Verh. GrÖ 13: 69–85.
- BEHRE, K.-H. (1991): Die Entwicklung der Nordseeküstenlandschaft aus geobotanischer Sicht. – Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 3: 45–58.
- BEHRE, K.-H. (1999): Die Veränderung der niedersächsischen Küstenlinien in den letzten 3000 Jahren und ihre Ursachen. – Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet 26: 9–33.
- BEHRENS, J. (1982): Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddengewässer. – Diss. Univ. Rostock: 139 pp.
- BERG, C., DENGLER, J. & ABDANK, A. (Eds.) (2001): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Tabellenband. – Weissdorn, Jena: 341 pp.
- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (Eds.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband. – Weissdorn, Jena: 606 pp.
- BERGER, A. (1985): Seed dimorphism and germination behaviour in *Salicornia patula*. – Vegetatio 61: 137–143.
- BERGMEIER, E. (2020): Die Vegetation Deutschlands – eine vergleichende Übersicht der Klassen, Ordnungen und Verbände auf Grundlage der EuroVegChecklist. – Tuexenia 40: 19–32.
- BERNHARDT, K.G. (1993): Untersuchungen zur Besiedlung und Dynamik der Vegetation von Sand- und Schlickpionierstandorten. – Diss. Univ. Berlin: 202 pp.
- BERNHARDT, K.G., BROCKMANN, I. & SPITZER, M. (1995): Vergleich der Entwicklung der sichtbaren Vegetation und des Diasporenvorrates im Boden von Dauerquadraten mit Hilfe feinanalytischer Methoden. – Tuexenia 15: 347–366.
- BILIO, M. (1963): Die Zonierung der aquatischen Bodenfauna in den Küstensalzwiesen Schleswig-Holsteins. – Zool. Anz. 171: 328–337.
- BILIO, M. (1964): Die aquatische Bodenfauna von Salzwiesen der Nord- und Ostsee. I. Biotop und ökologische Faunenanalyse: Turbellaria. – Int. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrogr. 49: 509–561.
- BOBROWSKI, U. (1978): Vegetationskundliche Analysen im Brenner Moor bei Bad Oldesloe. – Kieler Notiz. Pflanzenkde. Schl.-Holst. Hmb. 10: 26–63.

- BOCKELMANN, A.C. (2002a): Das Ausbreitungspotential von *Elymus x oliveri* – Analyse eines experimentell-ökologischen Untersuchungsansatzes. – Bot. Inst. Univ. Kiel: 125 pp.
- BOCKELMANN, A.C. (2002b): Ordinary and successful – the invasion of *Elymus athericus* in European salt marshes. – Diss. Univ. Groningen: 218 pp.
- BORUM, J. & SAND-JENSEN, K. (1996): Is total primary productivity in shallow coastal waters stimulated by nitrogen loading? – *Oikos* 76: 233–239.
- BOS, D. (2002): Grazing in coastal grasslands. – Diss. Univ. Groningen: 223 pp.
- BOUCARD, J. (1972): Autécologie et étude expérimentale des exigences ecophysiologique de *Suaeda maritima* (L.) Dum. var. *macrocarpa* Moq. et var. *flexilis* Focke. – *Oecol. Plant.* 7: 99–123.
- BOUZILLÉ, J.-B., KERNÉIS, E., BONIS, A. & TOUZARD, B. (2001): Vegetation and ecological gradients in abandoned salt pans in western France. – *J. Veg. Sci.* 12: 269–278.
- BRANDES, D. (1980): Flora, Vegetation und Fauna der Salzstellen im östlichen Niedersachsen. – *Beitr. Naturkd. Niedersachs.* 33: 66–90.
- BRANDES, D. (Hrsg.) (1999): Vegetation salzbeeinflusster Habitate im Binnenland. – *Braunschw. Geobot. Arb.* 6: 1–270.
- BRANDT, I. & ENGELSCHALL, B. (2011): Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung Hamburg. 2. Aufl. – Behörde für Umwelt und Stadtentwicklung, Hamburg: 328 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928): Pflanzensoziologie. – Springer, Berlin: 330 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1931): Aperçu des groupements végétaux du Bas-Languedoc. – *Comm. Stat. Intern. Géobot. Médit. Alp.* 9: 35–40.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1933): Prodrôme des Groupements Végétaux 1 (Ammophiletalia et Salicornietalia médit.). – Montpellier: 23 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J., ROUSSINE N. & NÈGRE, R. (1952): Les groupements végétaux de la France Méditerranéenne. – *Centre Nat. Recher. Sci. Montpellier*: 297 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1974): Die höheren Gesellschaftseinheiten der Vegetation des südeuropäisch-westmediterranen Raumes. – *Stat. Inst. Géobot. Méditerr. et Alpine, Montpellier Comm.* 204: 1–8.
- BRAUN-BLANQUET, J. & DE LEEUW, W.C. (1936): Vegetationsskizze von Ameland. – *Nederl. Kruitk. Arch.* 36: 359–393.
- BRAUN-BLANQUET, J. & TÜXEN, R. (1943): Übersicht über die höheren Vegetationseinheiten Mitteleuropas (unter Ausschluß der Hochgebirge). – *Comm. Stn. Internat. Géobot. Médit. Alp.* 84: 1–11.
- BREHM, K. & EGGERS, T. (1974): Die Entwicklung der Vegetation in den Speicherbecken des Hauke-Haien-Kooges (Nordfriesland). – *Schr. Naturw. Ver. Schl.-Holst.* 44: 27–36.
- BRONGERS, M., DE VRIES, Y. & BAKKER, J.P. (1990): Der Einfluß unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf die Salzwiesenvegetation in der Leybucht (Niedersachsen). – *Natur und Landschaft* 67: 311–314.
- BRULLO, S., DE SANTIS, C., FURNARI, F., LONGHITANO, N. & RONSISVALLE, A.G. (1988): La vegetazione dell'Oasi della foce del Simeto (Sicilia orientale). – *Braun-Blanquetia* 2: 165–188.
- BUCHENAU, F. (1936): Flora von Bremen Oldenburg, Ostfriesland und der ostfriesischen Inseln. – Arthur Geist Verlag, Bremen: 448 pp.
- BÜCKNER, E. (1954): Beiträge zur Soziologie und Ökologie Westdeutscher Halophytenstandorte der Wetterau. – *Ber. Oberh. Ges. Natur- u. Heilkde.* 26: 27–50.
- BUND-LÄNDER-AUSSCHUSS NORD- UND OSTSEE (2015): Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer – Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls: 95 pp.
- BUNJE, J. & RINGOT, J.L. (2003): Lebensräume im Wandel: Flächenbilanz von Salzwiesen und Dünen im niedersächsischen Wattenmeer zwischen den Jahren 1966 und 1997. – *Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer* 7: 1–48.
- BUTTLER, K.P., MAY, R. & METZING, D. (2018): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. – *BfN-Skripten* 519: 1–286.
- CHAPMAN, V.J. (1950): Biological Flora of the British Isles: *Halimione portulacoides* (L.) Aell. – *J. Ecol.* 38: 214–222.
- CHAPMAN, V.J. (1959): The plant ecology of Scolt Head Island. – In: STEERS, J.A. (Ed.): *Scolt Head Island*. 2nd ed.: 85–163. Heffers, Cambridge.
- CHARMAN, K. (1977): The grazing of *Zostera* by wildfowl in Britain. – *Aquacult.* 12: 229–233.

- CHARMAN, K. (1979): Feeding ecology and energetics of the dark-bellied brent goose (*Brenta bernicla bernicla*) in Essex and Kent. – In: JEFFERIES, R.L. & DAVY, A.J. (Eds.): Ecological processes in coastal environments: The 1st European Ecological Symposium and 19th Symposium of the British Ecological Society, Norwich, 12-16 September 1977: 451–465. Blackwell, Oxford.
- CHRISTIANSEN, W. (1927): Die Außendeichvegetation von Schleswig-Holstein mit besonderer Berücksichtigung von Föhr. – Föhrer Heimatb. 16: 3–27.
- CHRISTIANSEN, W. (1934): Das pflanzengeographische und soziologische Verhalten der Salzpflanzen mit besonderer Berücksichtigung von Schleswig-Holstein. – Beitr. Biol. Pfl. 22: 139–154.
- CHRISTIANSEN, W. (1955): *Salicornietum*. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. 5: 64–65.
- CHRISTIANSEN, W. (1961): Flora der Nordfriesischen Inseln. – Abh. Verhandl. Naturwiss. Ver. Hmb., De Gruyter Verlag: 127 pp.
- CHRISTIANSEN, W. & STEINBERG, K. (1956): Binnenland-Salzwiesen der Nordfriesischen Marsch. – Die Küste 5: 103–112.
- CORDES, H. (1974): Eine neue Halophyten-Flur in der Nähe Bremens. – Abh. Naturwiss. Ver. Bremen 38: 43–66.
- CORRILLION, R. (1953): Les Halipèdes du Nord de la Bretagne. – Rev. Gén. Bot. 60: 707–755.
- DAHL, R.G. (1959): Studies on Scandinavian *Ephydriidae* (*Diptera Brachycera*). – Opusc. Ent. Suppl. 15: 1–224.
- DAIBLER, F.C. (1986): Conservation of Tidal Marshes. – Van Nostrand Reinhold Company, New York: 341 pp.
- DAUMANN, A. (1990): Die Vorlandvegetation von St. Peter-Ording. – Diplomarb. Geogr. Institut Univ. Hamburg: 103 pp.
- DAVY, A.J. & SMITH, H. (1985): Population differentiation in the life history characteristics of salt marsh annuals. – Vegetatio 61: 117–125.
- DAVY, A.J., BISHOP, G.F. & COSTA, C.S.B. (2001): *Salicornia* L. – J. Ecol. 89: 681–707.
- DEN HARTOG, C. (1970): The seagrasses of the world. – North-Holland Publishing Company, Amsterdam: 275 pp.
- DEN HARTOG, C. (1975): Structure of Seagrass Communities and its impact on the phytosociological classification system. – Coll. Phytosoc. 4: 249–256.
- DEN HARTOG, C. (1987): ‘Wasting disease’ and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. – Aquat. Bot. 27: 3–14.
- DEN HARTOG, C. & KUO, J. (2006): Taxonomy and biogeography of seagrasses. – In: LARKUM, A.W.D., ORTH, R.J. & DUARTE, C.M. (Eds.): Seagrasses, Biology, Ecology and Conservation: 1–23. Springer, Dordrecht.
- DEN HARTOG, C. & POLDERMANN, J.G. (1975): Changes in the seagrass populations of the Dutch Waddenzee. – Aquat. Bot. 1: 141–147.
- DES ABAYES, H. & CORILLION, R. (1949): L’Obionetum des halipèdes du Nord del la Bretagne (Finistère à Illeet-Vilaine). – Compt-Rend. Séances Acad. Sci. Paris 228: 935–937.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. – Ulmer, Stuttgart: 683 pp.
- DIERSCHKE, H. (2012): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1) Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen – Teil 3: *Polygono-Potentilletalia anserinae*, Kriech- und Flutrasen. – Synop. Pflanzenges. Dtsch. 11: 1–104.
- DIERSSEN, K. (1997): Ökosysteme der Nordseemarschen. – In: FISCHER, L. (Ed.): Kulturlandschaft Nordseemarschen: 15–26. Nordfriisk Instituut, Hever.
- DIERSSEN, K. (1998): Küstenschutz und Naturschutz – Ein Widerspruch? – In: MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.): Küstenschutz in Schleswig-Holstein. Leitbilder und Ziele für integriertes Küstenschutzmanagement: 12–15. Ministerium für Ländliche Räume Schleswig-Holstein, Kiel.
- DIERSSEN, K. & B. (1996): Vegetation Nordeuropas. – Ulmer, Stuttgart: 838 pp.
- DIERSSEN, K., GLAHN, H. VON, HÄRDITL, W., HÖPER, H., MIERWALD, U., SCHRAUTZER, J. & WOLF, A. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. 2. Aufl. – Schriftenr. Landesamt Natursch. Landschaftspf. Schl.-Holst.: 157 pp.
- DIERSSEN, K., EISCHEID, I. HÄRDITL, W., HAGGE, H., HAMANN, U., KIEHL, K., KÖRBER, P., LÜTKE TWENHÖVEN, F., NEUHAUS, R. & WALTER, J. (1991): Geobotanische Untersuchungen an den Küsten Schleswig-Holsteins. – Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 3: 129–155.
- DIERSSEN, K. (1993): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Vegetationsentwicklung der Küsten-Salzrasen. – In: SCHELLNHUBER, H.-J. & STERR, H. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste: Einblicke ins Treibhaus: 189–195. Springer, Berlin.

- DIJKEMA, K.S. (1987): Changes in saltmarsh area in the Netherlands Wadden Sea after 1600. – In: HUISKES, A.H.L., BLOM, C.W.P.M. & ROZEMA, J. (Eds.): Vegetation between land and sea: 42–49. Junk, Dordrecht.
- DIJKEMA, K.S. (1992): Sea level rise and management of salt marshes. – Wadden Sea Newsletter 1992: 7–9.
- DIRCKSEN, J. (1968): Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Insel Trischen. – Natur und Heimat 28: 184–190.
- DONCHYTS, G., BAART, F., WINSEMIUS, H.C., GORELICK, N., KWADIJK, J.C.J. & VAN DE GIESEN, N. (2016): Earth's surface water change over the past 30 years. – Nat. Clim. Chang. 6: 810–813.
- DORMANN, C.F. & BAKKER, J.P. (2000): The impact of herbivory and competition on flowering and survival during saltmarsh succession. – Plant Biol. 2: 68–76.
- DORMANN, C.F., WAL, R. VAN DER & BAKKER, J.P. (2000): Competition and herbivory during salt marsh succession: the importance of forb growth strategy. – J. Ecol. 88: 571–583.
- DRACHENFELS, O. VON (2012): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. – Natursch. Landschaftspfl. Niedersachs. A/4: 336 pp.
- DREYLING, G. (1973): Spezifische und infraspezifische Mannigfaltigkeit der Gattung *Puccinellia* Palatore (Poaceae) vor der deutschen Nordseeküste. – Diss. Univ. Hamburg: 150 pp.
- DUBYNA, D.V. & NEUHÄUSLOVA, Z. (2003): The vegetation of the Azov-Sivas National Nature Park. Class *Thero-Salicornietea* (S. Pignatti 1953) R. Tx. in R. Tx. et Oberdorfer 1958. – Thaiszia J. Bot. Košice 13: 1–30.
- DUOMANN, C.F. & BAKKER, J.P. (2000): The impact of herbivory and competition on flowering and survival during Saltmarsh Succession. – Plant Biol. 2: 68–76.
- EEA (2012): Climate change, impacts and vulnerability in Europe. – EEA Reports 12: 300 pp.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2019/2020): Concentrations in European Seas – URL: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures> [Zugriff am 02.2022].
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1334 pp.
- ESSELINK, J.W.P. (2000): Nature management of coastal saltmarshes. – Rijksuniversiteit Groningen: 253 pp.
- ESSELINK, P., VAN DUIN, W.E., BUNJE, J. ... STOCK, M. (2017): Wadden Sea quality status report: salt marshes. – Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 41 pp.
- ESSINK, K. (1984): The discharge of organic waste into the wadden sea – local effects. – Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 10: 165–177.
- ESSINK, K. & WOLFF, W.J. (Eds.) (1978): Pollution of the Waddensea area. – Leiden, The Netherlands: 62 pp.
- EURO+MED (2022): Euro+Med PlantBase – the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. – URL: <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed> [Zugriff am 01.2022–05.2022].
- EVERS, C. (1999): Zur Biologie von *Salicornia ramosissima*. – Braunsch. Geobot. Arb. 6: 149–159.
- EVERS, C. & ZACHARIAS, D. (1999): Langzeitmonitoring primärer Binnensalzstellen im östlichen Niedersachsen. – Braunsch. Geobot. Arb. 6: 69–81.
- FEEKES, W. (1936): De ontwikkeling van de natuurlijke vegetatie in de Wieringermeerpolder, det eerste groote droogmakerij van de Zuiderzee. Thesis – Ned. Kruidk. Arch. 46: 295 pp.
- FERNALD, M.L. & WETHERBY, C.A. (1961): The genus *Puccinellia* in Eastern North America. – Rhodora 18: 1–23.
- FERRARI, C., GERDOL, R. & PICCOLI, F. (1985): The halophilous vegetation of the Po Delta (Northern Italy). – Vegetatio 61: 5–14.
- FRAHM, G. (1971): Die Lage des Andelrasens zum Mitteltidehochwasser in Abhängigkeit von der Bodenart an der schleswig-holsteinischen Westküste. – Kieler Notiz. Pflanzenkde. Schl.-Holst. Hmb 3: 37–44.
- FREDERIKSEN, S., RASMUSSEN, F.N. & SEBERG, O. (2012): Dansk Flora. 2nd. ed. – Gyldendal, København: 702 pp.
- FRÖDE, E.T. (1957/58): Die Pflanzengesellschaften der Insel Hiddensee. – Wiss. Z. Univ. Greifswald 7, Math.-Naturw. R. 3/4: 277–305.
- GÄRTNER, K.-H. (1961): Die Vegetationsverhältnisse der Wiesen am Barskamper See. – Mitt. Arbeitsgem. Flor. Schl.-Holst. Hmb. 9: 65–174.
- GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Natursch. Landschaftspfl. 43: 1–507.

- GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) (1998): Ökosystem Wattenmeer – Austausch-, Transport und Stoffumwandelprozesse. – Springer, Berlin: 71 pp.
- GÉHU, J.-M. (1963): Zonation végétale en baie de Canche. – Bull. soc. bot. Nord de France 16: 27–33.
- GÉHU, J.-M. (1973): Unités taxonomiques et végétation potentielle naturelle du Nord de la France. – Doc. Phytosoc. 6: 17–26.
- GÉHU, J.-M. (1976): Approche phytosociologique synthétique de la végétation halophile des vases salées du littoral atlantique français. – Coll. Phytosoc. 4: 197–225.
- GÉHU, J.-M. (1975): Approche phytosociologique synthétique de la végétation des vases salées du littoral atlantique français. – Doc. Phytosoc. 4: 395–462.
- GÉHU, J.-M., COSTA, M., SCOPPOLA, A., BIONDI, E., MARCHIORI, S., PRIS, J.B., FRANCK, J., CANIGLIA, G. & VERI, L. (1984): Essai synsystématique et synchronologique sur la végétations littorales Italiennes dans un but conserva-toire. – Doc. Phytosoc. 8: 393–474.
- GETTNER, S. (2003): Vegetationsveränderungen in Festland-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins – elf Jahre nach Änderung der Nutzungen. – Kieler Notiz. Pflanzenkde. Schl.-Holst. Hmb. 30: 69–83.
- GETTNER, S. (2011): Vegetationskundliche Untersuchungen im Vorland von St. Peter-Ording. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hmb. 67: 89–167.
- GILLNER, V. (1960): Vegetations- und Standortsuntersuchungen in den Strandwiesen der Schwedischen Westküste. – Acta Phytogeogr. Suec. 43: 1–198.
- GISPERT, M., PHANG, C. & CARRASCO-BAREA, L. (2020): The role of carbon sink in coastal salt-marsh and agropastoral systems at La Pletera, NE Spain. – Catena 185: Art. no. 104331.
- GLAHN, H. VON (1986): Queckengesellschaften (*Astero tripolii-Agroropyretum repentis* ass. nov. und *Agropyretum litoralis* Br.-Bl. & De Leeuw 1936) im oldenburgisch-ostfriesischen Küstenbereich. – Drosera `86: 119–131.
- GLAHN, H. VON, DAHMEN, R., LEMM, R. VON & WOLF, D. (1987): Zur Bestimmung der in Norddeutschland vorkommenden Quecken (Arten, Unterarten und Bastarde der Gattung *Agropyron*) nach vegetativen Merkmalen unter besonderer Berücksichtigung der Küstenregion. – Drosera `87: 1–27.
- GLOWINSKI, R. (1984): Bodenkundliche und hydrochemische Untersuchungen in *Ruppia*- und Characeen-Beständen auf Fehmarn. – Diplomarb. Univ. Kiel: 100 pp.
- GOODMAN, P.J., BRAYBROOKS, E.M. & LAMBERT, J.M. (1959): Investigations into dieback of *Spartina townsendii* agg. I. The present status of *Spartina townsendii* in Great Britain. – J. Ecol. 47: 651–677.
- GRAY, A.J. & SCOTT, R. (1977): Biological Flora of the British Isles: *Puccinellia maritima* (Huds.) Parl. – J. Ecol. 65: 699–716.
- GRAY, A.J. & SCOTT, R. (1980): A genecological study of *Puccinellia maritima* (Huds.) Parl.-Variation estimated from single plant samples from British populations. – New Phytol. 85: 89–109.
- GROENENDIJK, A.M. (1984): Primary production of four dominant saltmarsh angiosperms in the SW Netherlands. – Vegetatio 75: 143–152.
- GUBBAY, S., SANDERS, N., HAYNES, T. ... ZIBROWIUS, H. (2016): European Redlist of Habitats: part 1. Marine habitats. – Publications Office of the European Union, Luxembourg: 46 pp.
- GUNST, B. (1982): Beiträge zur Kenntnis der Ökologie von *Juncus gerardii* Loiseleur. als Element zur Vorlandsicherung im Rahmen des Küstenschutzes. – Diplomarb. Univ. Hamburg: 114 pp.
- GUSTAVS, O. (1998): Schwedische Landsaufnahme 1692-1709: Hiddensee 1695. – Gustavs, Rostock: 43 pp.
- HAESE, D. & HOBOHM, C. (1996): Pflanzensoziologische und bodenökologische Untersuchungen an Thero-Salicornietea-Gesellschaften auf der Nordseeinsel Mellum. – Drosera `96: 27–32.
- HAMANN, U. & GARNIEL, A. (2002): Die Armleuchteralgen Schleswig-Holsteins. – Rote Liste Landesamt Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbeck: 50 pp.
- HAMBURG PORT AUTHORITY (2008): Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe. – Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes. SB SM KONZEPT HPA WSV.doc: 33 pp.
- HAMBURG PORT AUTHORITY (2015): Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. – Kurzbericht: 18 pp.
- HANSEN, D. (1982): Entwicklung und Beeinflussung der Nettoprimärproduktion auf Vorlandflächen und im Vogelschutzgebiet Hauke-Haien-Koog. – Schriftenr. Inst. Wasserwirt. Landschaftsökol. 1: 1–273.
- HÄRDITL, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hmb. 34: 1–142.
- HARMSSEN, G.W. (1936): Systematische Beobachtungen der Nord- Nordwesteuropäischen Seegrassformen. – Nederl. Kruidkundl. Arch. 46: 852–877.

- HECK, K.L., HAYS, G. & ORTH, R.J. (2003): Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 253: 123–136.
- HELCOM (2009): Indicator Fact Sheets. – URL: http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover/ [Zugriff am 01.02.2022].
- HELCOM (2014): Convention on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area, 1992 (Helsinki Convention). – URL: https://helcom.fi/media/publishingimages/Helsinki-Convention_July-2014.pdf [Zugriff am 05.02.2022].
- HENDERSON, P.A. & SPEIGHT, M.R. (2013): *Marine ecology: concepts and application*. – Wiley-Blackwell, Chichester: 286 pp.
- HENNINGS, I. (1995): Die Wirkung von Stickstoff auf *Elymus repens*, *Elymus pycnanthus* und ihre Hybriden an der schleswig-holsteinischen Westküste. – Diplomarb. Univ. Kiel: 83 pp.
- HEYDEMANN, B. (1963): Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. Vergleichend ökologische Untersuchungen an der Nordseeküste II. Käfer (*Coleoptera*). – Abh. math.-nat. Kl. Akad. Wiss. Mainz 1962: 765–964.
- HOBOHM, C. (1986): Die Salzwiesen von Sylt. – Kieler Notiz. Pflanzenkde. Schl.-Holst. Hmb. 18: 58–99.
- HOBOHM, C. (1993): Die Pflanzengesellschaften von Norderney. – Arbeiten aus der Forschungsstelle Küste 12, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie: 202 pp.
- HOBOHM, C. (1992): Schleichende Veränderungen in den Salzwiesen Niedersachsens – ein Beitrag zur historischen Geobotanik. – *Drosera* 92: 27–34.
- HOBOHM, C. (Hrsg.) (2014): Jütische Halbinsel. – *Tuexenia* Beiheft 7: 1–118.
- HOBOHM, C. & HAESE, D. (1996): Pflanzensoziologische und bodenökologische Untersuchungen an *Thero-Salicornietea*-Gesellschaften auf der Nordseeinsel Mellum. – *Drosera* 96: 27–32.
- HOBOHM, C. & POTT, R. (1992): Das *Suaedetum prostratae* – eine bislang übersehene Salzwiesenassoziation im Wattenmeerbereich und Vorschläge zur Gliederung der Klasse *Thero-Salicornietea*. – *Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges.* 4: 123–133.
- HOBOHM, C., SCHAMINÉE, J.H.J. & ROOIJEN, N. VAN (2021): Coastal Habitats, Shallow Seas and Inland Saline Steppes – Ecology, Distribution, Threats and Challenges. – *Environmental Challenges and Solutions*: 279–310. – URL: https://doi.org/10.1007/978-3-030-57710-0_12.
- HORST, K. & REDEL, I. (1977): Salzpflanzen und salzliebende Pflanzengesellschaften bei Schreyan – ein schutzwürdiges Refugium im Hannoverschen Wendland. – 6. Jahresh. Heimatkd. Arbeitskr. Lüchow-Dannenberg: 25–35.
- HUBBARD, J.C.E. (1965): *Spartina* marshes in southern England. VI. Pattern of invasion in Poole Harbour. – *J. Ecol.* 57: 795–804.
- HUCKLE, J.M., POTTER, J.A. & MARRS, R.H. (2000): Influence of environmental factors on the growth and interactions between saltmarsh plants: effects of salinity, sediment and water-logging. – *J. Ecol.* 88: 292–505.
- HUISKES, A.H.L., STIENSTRA, A.W., KOUTSTAAL, B.P. MARKUSSE, M.M. & VAN SAOELEN, I. (1985): Germination Ecology of *Salicornia dolichostachya* and *Salicornia brachystachya*. – *Acta Bot. Neerl.* 34: 369–380.
- HULISZ P., PIERNIK A., MANTILLA-CONTRERAS, J. & ELVISTO, T. (2016): Main driving factors for seacoast vegetation in the southern and eastern Baltic. – *Wetlands* 36: 909–919.
- HULTÉN, E. (1971): Atlas över växternas utbredning i Norden: fanerogamer och ormbunkeväxter. – Generalstabens Litografiska Anstalts Förlag, Stockholm: 531 pp.
- HULTÉN, E. & FRIES, M. (1986): Atlas of North European vascular plants. 3 Bände. – Koeltz, Königstein: 1172 pp.
- IRMLER, U., HELLER, K., MEYER, H. & REINKE, H.D. (2002): Zonation of ground beetles (*Coleoptera*: *Carabidae*) and spiders (*Araneida*) in salt marshes at the North and the Baltic Sea and the impact of the predicted sea level increase. – *Biodivers. Conserv.* 11: 1129–1147.
- JÄGER, J.J. (Hrsg.) (2017): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland. 21. Aufl. – Springer, Berlin: 930 pp.
- JÄNICKE, L., EBENER, A., DANGENDORF, S., ARNS, A., SCHINDELEGGER, M., NIEHÜSER, S., HAIGH, I.D., WOODSWORTH, P. & JENSEN, J. (2021): Assessment of tidal range changes in the North Sea from 1958 to 2014. – *J. Geophys. Res. Oceans* 126: e2020JC016456.
- JÄGER, H.J. & WEEDA, E.J. (2000): Zeegerst (*Hordeum marinum* Huds.) op Noord-Nederlandse vasteland kwelders. – *Gorteria* 26: 237–244.
- JANIESCH, P. (1991): Oberirdische Biomasseproduktion und mineralstoffhaushalt von Salzpflanzen der Niedersächsischen Küste. – *Drosera* 91: 127–138.

- JANIŠOVÁ, M., BAUER, N., CSIKY, J., DENGLER, J., HLÁSNY, T., HOBOHM, C., RUPRECHT, E., ŠKODOVÁ, I. & WILLNER, W. (2020): Broad-scale plant diversity patterns of Central European *Carex humilis* steppes. – *Tuexenia* 40: 499–526.
- JANSSEN, J.A.M., RODWELL, J.S., CRIADO, G. ... XYSTRAKIS, F. (2016): Red List of European Habitats: Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. – Publications Office of the European Union, Luxembourg: 38 pp.
- JEFFERIES, R.L. (1977): Growth response of coastal halophytes to inorganic nitrogen. – *J. Ecol.* 65: 847–865.
- JEFFERIES, R.L. & PERKINS, N. (1977): The effects on the vegetation of the additions of inorganic nutrients to salt marsh soils at Stiffkey, Norfolk. – *J. Ecol.* 65: 867–882.
- JENSEN, A. (1985a): The effect of cattle and sheep grazing on saltmarsh vegetation at Skallingen, Denmark. – *Vegetatio* 60: 37–48.
- JENSEN, A. (1985b): On the ecophysiology of *Halimione portulacoides*. – *Vegetatio* 61: 231–240.
- JESCHKE, L. (1968): Die Vegetation der Insel Ruden (Naturschutzgebiet Peenemünder Haken und Struck). – *Natur Natursch. Mecklenb.* 6: 111–138.
- JONGE, V.N. DE & JONG, D.J. DE (1992): Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. – *Netherl. Inst. Sea Res. Publ. Ser.* 20: 161–176.
- JØRGENSEN, C.A. (1934): Plantningsforsøg med *Spartina townsendii* in den Danske vesterhavsmarsk. – *Bot. Tidsskr.* 42: 421–440.
- JUHL, H. (1952): Aneuploidie und Systematik bei *Agrostis stolonifera* L. und *Festuca rubra* L. aus Schleswig-Holstein. – *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 65: 330–337.
- JUTILA, H.M. (1998): Seed banks of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. – *J. Veg. Sci.* 9: 395–408.
- KALIGARIC, M., BOHANEK, B., SIMONOVIC, B & ŠAJNA, N. (2008): Genetic and morphologic variability of annual glassworts (*Salicornia* L.) from the gulf of Trieste (Northern Adriatic). – *Aquat. Bot.* 89: 275–282.
- KAPPEN, L. & MAIER, M. (1973): Frostresistenz des Halophyten *Halimione portulacoides* unter dem Einfluß hoher Kochsalzbelastung. – *Acta Oecol.* 12: 241–250.
- KATWIJK, M.M. V. (2000): Possibilities for restoration of *Zostera marina* beds in the Dutch Wadden Sea. – *Diss. Univ. Nijmegen*: 151 pp.
- KIEHL, K. (1997): Vegetationsmuster in Vorlandsalzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und abiotischen Standortfaktoren. – *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hmb.* 52: 1–142.
- KIEHL, K., ESSELINK, P. & BAKKER, J.P. (1997): Nutrient limitation and plant species composition in temperate salt marshes. – *Oecologia* 111: 325–330.
- KIEHL, K., JENSEN, K. & STOCK, M. (2003): Langfristige Vegetationsänderungen in Wattenmeer-Salzwiesen in Abhängigkeit von Höhenlage und Sedimentation. – *Kieler Notiz. Pflanzenkde. Schl.-Holst. Hmb.* 30: 50–68.
- KLOSS, K. & SUCCOW, M. (1966): Karten zur Pflanzengeographie Mecklenburgs. Dritte Reihe. Salz- und Strandpflanzen (1. Teil). – *Wiss. Z. Ernst-Moritz-Arndt-Univ. Greifswald* 15: 9–40.
- KOLBE, K. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. – *Gutachten im Auftrag des NLWKN, Norden*: 99 pp.
- KÖNIG, D. (1948): *Spartina townsendii* an der Westküste von Schleswig-Holstein. – *Planta* 36: 34–70.
- KÖNIG, D. (1960): Beiträge zur Kenntnis der deutschen Salicornien. – *Mitt. flor.- soz. Arbeitsgem. N.F.* 8: 5–58.
- KÖRBER-GROHNE, U. (1992): Studies in salt marsh vegetation and their relevance to the reconstruction of prehistoric plant communities. – *Rev. Paleobot. Palynol.* 73: 167–180.
- KRAUSCH, H.D. (1965): Vegetationskundliche Beobachtungen im Donaudelta. – *Limnol.* 3: 271–313.
- KRISCH, H. (1968): Die Grünland- und Salzpflanzengesellschaften der Werraue bei Bad Salzungen. II. Die salzbeeinflussten Pflanzengesellschaften. – *Hercynia NF* 5: 49–95.
- KRISCH, H. (1974): Zur Kenntnis der Pflanzengesellschaften der mecklenburgischen Boddenküste. – *Feddes Repert.* 85: 115–158.
- KRISCH, H. (1986): *Agropyron* × *obtusiusculum* Lange und die anderen *Agropyron*-Sippen an der Ostseeküste der Deutschen Demokratischen Republik. – *Gleditschia* 14: 119–134.
- KRISCH, H. (1989): Analyse der Verbreitung von *Agropyron* × *obtusiusculum* Lange und *Lactuca tatarica* (L.) C. A. Meyer an der Ostseeküste der Deutschen Demokratischen Republik. – *Flora* 183: 73–86.

- KRISCH, H. (2007): Kommentare zur Neubearbeitung der Exkursionsflora von Deutschland, Band 4. Zur Taxonomie und Nomenklatur einiger *Elytrigia*-Sippen. – *Schlechtendalia* 16: 9–17.
- LAANE, R.W.P.M & WOLF, W.J. (Eds.) (1984): The role of organic matter in the Waddensea. – *Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 10*. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Umweltbundesamt, Bde 1 und 2: 270 und 200 pp.
- LABASCH, M. & SCHNEIDER, O. (2000): Salzwiesen von Münzenberg. – *Naturschutz durch Nutzung*. – *Jahrb. Natursch. Hessen* 5: 186–194.
- LABASCH, M. & OTTE, A. (1999): Ursachen und Folgen von zur Dominanz neigenden Arten in primären Binnensalzwiesen. – *Braunsch. Geobot. Arb.* 6: 53–68.
- LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (2021): Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung Schleswig-Holstein mit Hinweisen zu den gesetzlich geschützten Biotopen sowie den Lebensraumtypen gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie. – *Flintbek*: 286 pp.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.) (2013): Anleitung für die Kartierung von Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen in den Mecklenburg-Vorpommern. – *Schriftenr. Landesamt Umwelt Natursch. Geol. Meckl.-Vorp.* 2: 286 pp.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.) (2011): Anleitung für die Kartierung von marinen Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. – *Güstrow*: 94 pp.
- LANGENDONCK, H.J. VAN (1931): De vegetatie en oecologie der schorrenplanten van Saafingen. – *Bot. Jaarb. Dodonaea* 23: 1–128.
- LANGLOIS, E., BONIS, A. & BOUZILLÉ, J.B. (2001): The response of *Puccinellia maritima* to burial: a key to understanding its role in saltmarsh dynamics – *J. Veg. Sci.* 12: 289–297.
- LARKUM, A.W.D., ORTH, R.J. & DUARTE, C.M. (Eds.) (2006): *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* – Springer, Dordrecht: 691 pp.
- LAUSI, D. & FEOLI, E. (1979): Hierarchical classification of European salt marsh vegetation based on numerical methods. – *Vegetatio* 39: 171–184.
- LAUX, L. (1988): Die Vegetation der Hallig Süderoog mit einem Beitrag zur Brutvogelpopulation.- *Geogr. Inst. Univ. Hamburg*: 137 pp.
- LEEGE, O. (1954): Im Seegrasgebiet. – *Aus der Heimat* 62: 251–253.
- LEENDERTSE, P. (1995): Impact of nutrients and heavy metals on salt marsh vegetation in the Wadden Sea. – *Diss. Univ. Amsterdam*: 160 pp.
- LENSSEN, G.M., VAN DUIN, W.E., JAK, P. & ROZEMA, J. (1995): The response of *Aster tripolium* and *Puccinellia maritima* to atmospheric carbon dioxide enrichment and their interactions with flooding and salinity. – *Aquat. Bot.* 50: 181–192.
- LESER, H. (Ed.) (1994): *Westermann Lexikon Ökologie und Umwelt*. – Westermann, Braunschweig: 667 pp.
- LID, J. (1985): *Norsk, svensk finsk flora*. – *Det Norske Samlaget, Oslo*: 837 pp.
- LOIDI, J., HERRERA, M., BIURRUN, I. & GARCÍA-MIJANGOS, I. (1999): Relationships between syntaxonomy of *Thero-Salicornietea* and taxonomy of the genera *Salicornia* and *Suaeda* in the Iberian Peninsula. – *Folia Geobot.* 34: 97–114.
- LOZAN, J.L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ, W. (Hrsg.) (1994): *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. – *Blackwell, Berlin*: 387 pp.
- LÜTT, S. & HOBOMM, C. (2014): *Bordelumier und Langenhorner Heide, Hamburger Hallig*. – *Tuexenia Beiheft* 7: 65–73.
- LUJENDIJK, A., HAGENAARS, G., RANASINGHE, R., BAART, F., DONCHYTS, G. & AARNINKHOF S. (2018): The state of the world's beaches. – *Scientific Reports* 8: Art. no. 6641.
- MATEO, M., CEBRIAN, J., DUNTO, K. & MUTCHLER, T. (2006): Carbon flux in seagrass ecosystems. – In: LARKUM, A.W.D. (Ed.): *Seagrasses: biology, ecology and evolution*: 159–192. Springer, Dordrecht.
- MELZER, J. & WESTHOFF, V. (1942): *Inleiding tot de Plantensociologie*. – *Breughel, s'Graveland*: 326 pp.
- MENKE, B. (1969): *Vegetationskundliche und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Strandwällen*. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. NF* 14: 95–120.
- METZING, D. (1996): Variabilität und Heteromorphismus der Samen von *Suaeda maritima* (L.) Dum. (*Chenopodiaceae*). – *Abh. Naturw. Ver. Bremen* 43: 369–395.

- METZING, D., CORDES, H. & KUHBIER, H. (1996): Biosystematische Untersuchungen an *Suaeda maritima*. – *Drosera* 96: 1–26.
- MEYER, H. & REINKE, H.-D. (1996): Veränderungen in der biozöologischen Struktur der Wirbellosenfauna von Salzwiesen durch unterschiedliche Beweidungsintensitäten mit Schafen. – *Faun. Ökol. Mitt.* 7: 109–151.
- MEYER, H., FOCK, H., HAASE, A., REINKE, H.D. & TULOWITZKI, I. (1995): Structure of the invertebrate fauna in saltmarshes of the Wadden Sea coast of Schleswig-Holstein influenced by sheep-grazing. – *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 49: 563–589.
- MICHAELIS, H., OHBA, T. & TÜXEN, R. (1971): Die *Zostera*-Gesellschaften der Niedersächsischen Watten. – *Forschst. Insel. Küstensch. Sonderdruck aus dem Jahresbericht 1969/21*: 87–100.
- MORAVKOVÁ, L., JAROLIMOVÁ, V. & ZÁKRAVSKÝ, P. (2001): Morphological differences and chromosome numbers in *Puccinellia distans* and *Puccinellia limosa* populations from Central Europe. – *Preslia* 73: 161–172.
- MUCINA, L. (1993): *Puccinellio-Salicornietea*. – In: MUCINA, L., GRABHERR, G. & T. ELLMAUER, T. (Eds.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs 1: 522–549. Fischer, Jena.
- MUCINA, L., BÜLTMANN, H., DIERSSEN, K. ... TICHÝ, L. (2016): Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. – *Appl. Veg. Sci.* 19 (Suppl. 1): 3–264.
- MÜLLER, F., RITZ, C.M., WELK, E. & WESCHE, K. (Hrsg.) (2021): Rothmaler Exkursionsflora für Deutschland. 22. Aufl. – Springer Spektrum, Berlin: 948 pp.
- MÜLLER-STOLL, W.R. & GÖTZ, H.G. (1962): Die märkischen Salzstellen und ihre Salzflora in Vergangenheit und Gegenwart. – *Wiss. Z. Päd. Hochsch. Potsdam Math.-Naturw. R.* 7: 243–296.
- NEHRING, S. (2003): Alien species in the North Sea. Invasion success and climate warming. *Ocean Challenge* 13: 12–16.
- NETPHYD & BfN (NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS E.V. & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (Hrsg.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – BfN Schriftenvertrieb, Bonn: 912 pp.
- NORDHEIM, H. v. & BOEDECKER, D. (1998): Red List of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. – *Baltic Sea Environm. Proc.* 75: 1–15.
- NORDHEIM, H. v. & MERCK, T. (1995): Rote Listen der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. – *Schriftenr. Landschaftspf. Natursch.* 44: 1–139.
- Nørrevang, A. & Meyer, T.J. (Eds.) (1969): Danmarks Natur 4. – Politikens Forlag, København: 524 pp.
- OLTMANN, B. (1996): Untersuchungen zu Vegetationsveränderungen auf der Insel Memmert. – *Hmb. Vegetationsgeogr. Mitt.* 9: 52–107.
- OSTENFELD, C.H. (1908): On the ecology and distribution of the grasswreck (*Zostera marina*) in Danish waters. – *Rept. Danish Biol. Stat.* 16: 1–162.
- PÄTSCH, R. (2019): Between land and sea – saline and brackish grasslands of the Baltic Sea coast: data usability, characterization and conservation. – Universitätsverlag Hildesheim, Hildesheim: 112 pp.
- PALING, E. I., FONSECA, M., KATWIJK, VAN M.M. & KEULEN, VAN M. (2009): Seagrass restoration. – In: PERILLO, G.M.E., WOLANSKI, E., CAHOON, D.R. & BRINSON, M.M. (Eds.): Coastal wetlands: An integrated ecosystem approach: 687–713. Elsevier, Amsterdam.
- PALM, M. (2000): Die Entstehungsgeschichte des Vorlandes der Hamburger Hallig – eine kartographische Aufarbeitung. – In: STOCK, M. & KIEHL, K. (Eds.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig: 8–12. *Schriftenr. Nationalp. Schl.-Holst. Wattenmeer* 11.
- PASSARGE, H. (1999): Pflanzengesellschaften Nordostdeutschlands 2. – Cramer, Berlin: 451 pp.
- PERERA, N. & LOKUPITIYA, E. (2022): The untold capacity of tropical salt marshes in carbon capture and storage – a case study from Wedithalathivu Nature Reserve, Sri Lanka. – Conference paper of the 6th international conference on climate change (ICCC 2022). – URL: https://www.researchgate.net/publication/358803305_The_Untold_Capacity_of_Tropical_Salt_Marshes_in_Carbon_Capture_and_Storage_A_Case_Study_From_Wedithalathivu_Nature_Reserve_Sri_Lanka [Zugriff am 22.07.2022].
- PERRING, F.H. & WALTERS, S.M. (Eds.) (1962): Atlas of the British Flora. – Thomas Nelson and Sons LTD, Johannesburg: 432 pp.
- PETERSEN, J. (2000): Die Dünenalvegetation der Wattenmeerinseln in der südlichen Nordsee. – Husum Druck- und Verlagsges., Husum: 336 pp.
- PETERSEN, J., KERS, B. & STOCK, M. (2014): TMAP-Typology of coastal vegetation in the Wadden Sea area. – *Wadden Sea Ecosys.* 32: 1–86.

- PETERSEN, J. & POTT, R. (2005): Ostfriesische Inseln – Landschaft und Vegetation im Wandel. – Schr. Heimatpfl. 15: 1–160.
- PIERNIK, A. (2005): Vegetation environment relations on inland saline habitats in Central Poland. – *Phytocoenologia* 35: 19–37.
- PIOTROWSKA, H. (1974): Marime communities of halophytes in Poland and the problems of their protection. – *Zaklad ochrony przyrody Polskiej Akademij Nauk* 39: 63 pp.
- PIOTROWSKA, H. (1980): Anthropogenic changes in the distribution of halophytes on the coastal fringes in the Gulf of Gdańsk. – *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 26: 279–297.
- PIGNATTI, S. (1953): Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale. – *Atti Ist. Bot. Univ. Lab. Critt. Pavia* 5: 92–258.
- POLTE, T. (2004a): 6. Klasse: *Thero-Salicornietea strictae* Tx. in Tx. & Oberdorfer. 1958 – Annuelle Quellerfluren. – In: BERG, DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband: 114–117. Weissdorn-Verl., Jena.
- POLTE, T. (2004b): *Juncetea maritimi* Tüxen & Oberdorfer 1958 Salzwiesen und Brackwasserröhrichte. – In: BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & M. ISERMANN (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband: 225–245. Weissdorn-Verl., Jena.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 622 pp.
- PRAHL, P. (1888): Flora von Schleswig-Holstein. – Schulze & Co., Gräfenhainichen: 227 pp.
- PREISING, E., VAHLE, H.C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J. & WEBER, H.E. (1994): Salzpflanzengesellschaften der Meeresküste und des Binnenlandes. – *Natursch. Landschaftspf. Nieders.* 20/7–8: 1–44.
- PUSCH, J. (1999): Zur aktuellen Situation der naturnahen Binnensalzstellen in Thüringen. – *Braunsch. Geobot. Arb.* 6: 13–17.
- PUSCH, J., BARTHEL, K.-J. & WESTHUS, W. (1997): Naturnahe Binnensalzstellen in Thüringen. – *Naturschutzreport* 12: 9–62.
- RAABE, E.-W. (1981): Über das Vorland der östliche Nordsee-Küste. – *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hmb.* 31: 1–118.
- RAABE, E.-W. (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. – Wachholtz, Neumünster: 654 pp.
- RAABE, E.W., BROCKMANN, C. & DIERSSEN, K. (1982): Verbreitungskarten ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in Schleswig-Holstein. – *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hmb.* 32: 1–317.
- RAABE, U. (1999): Zur Flora und Vegetation der Salzstellen Westfalens und angrenzender Gebiete. – *Braunsch. Geobot. Arb.* 6: 161–169.
- RAABE, U. & LIENENBECKER, H. (2004): Salzstellen in Westfalen und im angrenzenden Niedersachsen. – *Gieseking, Bielefeld*: 221 pp.
- RAHMANN, M., RAHMANN, H., KEMPF, N., HOFFMANN, B. & GLOGER, H. (1987): Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung auf die Flora und Fauna der Salzwiesen an der ostfriesischen Wattenmeerküste. – *Senckenbergiana* 19: 163–193.
- RAILLART, S. (2012): Die See- und Küstenfischerei Mecklenburgs und Vorpommerns 1918 bis 1960. – *Quellen und Darstellungen zur Zeitgeschichte* 87: 453 pp.
- RALPH, P.J. & SHORT, F.T. (2002): Impact of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae*, on the photobiology of eelgrass, *Zostera marina*. – *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 228: 265–271.
- REBASSO, H.-E. (1975): Sea-shore plant communities of the Estonian Islands. – *Acad. Sci. Estonian S.S.R. Inst. Zool. Bot.*: 136 pp.
- REISE, K. (1994a): Changing life under the tides of the Wadden Sea during the 20th Century. – *Ophelia Suppl.* 6: 117–125.
- REISE, K. (1994b): Das Schlickgras *Spartina anglica* – die Invasion einer neuen Art. – In: LOZÁN, J.L., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. V. & LENZ, W. (Eds.): Warnsignale aus dem Wattenmeer: 211–214. Blackwell, Berlin.
- REISE, K., HERRE, E. & STURM, M. (1989): Historische Veränderungen in der Ökologie des Wattenmeeres. – *Rheinl.-Westf. Akad. Wiss.* 382: 35–50.
- RENNWALD, E. (Bearb.) (2000): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Anmerkungen zur Gefährdung. – *Schriftenr. Vegetationskd.* 35: 1–800.
- REUSCH, T.H.B. (2003): Flora, Neighbourhood in the sea: How floral density, opportunity for outcrossing and population fragmentation affects sea set in *Zostera marina*. – *J. Ecol.* 91: 610–615.

- REUSCH, T.H.B. (2002): Microsatellites reveal high population connectivity in eelgrass (*Zostera marina*) in two contrasting coastal areas. – *Limnology Oceanography* 47: 78–85.
- RICHTER, R. (1987): Pflanzensoziologisch-ökologische Untersuchungen am Weserästuar zwischen Bremerhaven und Dorum unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit der Vegetation von den Salzgehalten des Bodens. – Diss. Univ. Hannover: 301 pp.
- RIECKEN, U., RIES, U., SSYMANK, A., MERCK, T. & NORDHEIM, H.V. (1995): Rote Liste der Biotypen des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. – *Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch.* 44: 15–38.
- RODWELL, J.S. (2000): *British Plant Communities Vol. 5: Maritime communities and vegetation of open habitats.* – Cambridge Univ. Press, Cambridge: 512 pp.
- SALOMOND, W., BAYNE, B. L., DUURSMA, E. K. & FÖRSTER, U. (Eds.) (1988): *Pollution of the North Sea. An assessment.* – Springer, Berlin u. a.: 687 pp.
- SAND-JENSEN, K. (1977): Effect of epiphytes on eelgrass Photosynthesis – *Aquat. Bot.* 3, 55–63.
- SANTOS, C.B. DE LOS, KRAUSE-JENSEN, D. ... SANTOS, R. (2019): Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. – *Nature Comm.* 10: Art. no. 3356.
- SCHAEFER, M. (1970): Einfluß der Raumstruktur in Landschaften der Meeresküste auf das Verteilungsmuster der Tierwelt. – *Zool. Jb. Syst.* 97: 55–124.
- SCHAMINÉE, J.H.J. & HENNEKENS, S.M. (2003): SynBioSys: de ontwikkeling van een biologisch informatiesysteem ten behoeve van natuurbeheer, natuurbeleid en natuurontwikkeling. – *Stratiotes* 27: 28–37.
- SCHAMINÉE, J.H.J., HAVEMANN, R., HOMMEL, P.W.F.M., JANSSEN, J.A.M., RONDE, I. DE, SCHIPPER, P.C., WEEDA, E.J., DORT, K.W. VAN & BAL, D. (2017): *Revisie vegetatie van Nederland.* – *Stratiotes* 50/51: 1–232.
- SCHAMINÉE, J.H.J., WEEDA, E.J., & WESTHOFF, V. (Eds.) (1998): *De vegetatie van Nederland 4; plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus.* – *Opulus*, Uppsala/Leiden: 346 pp.
- SCHAT, H. (1982): *On the ecology of some Dutch dune slack plants.* – Diss. Univ. Amsterdam: 128 pp.
- SCHERFOSE, V. (1986): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Salzrasen der Nordseeinsel Spiekeroog. – *Tuexenia* 6: 219–248.
- SCHERFOSE, V. (1987): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Salzrasen der Nordseeinsel Spiekeroog. II. Bodenchemische Untersuchungen, Stickstoff-Nettomineralisation und Salzbelastung. – *Tuexenia* 7: 173–198.
- SCHERFOSE, V. (1989): Salzmarschen-Pflanzengesellschaften der Leybucht – Einflüsse der Rinderbeweidung und Überflutungshäufigkeit. – *Drosera* 89: 105–112.
- SCHERFOSE, V. (1990): Salz-Zeigerwerte von Gefäßpflanzen der Salzmarschen, Tideröhrichte und Salzwassertümpel an der deutschen Nord- und Ostseeküste. – *Forschungsstelle Küste* 39: 31–82.
- SCHERFOSE, V. (1993): Zum Einfluß der Beweidung auf das Gefäßpflanzen-Artengefüge von Salz- und Brackmarschen. – *Z. Ökol. Natursch.* 2: 201–211.
- SCHMEISKY, H. (1974): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen in Strandrasen des Graswarder vor Heiligenhafen/Ostsee. – Diss. Univ. Göttingen: 103 pp.
- SCHOLZ, H. (1962): *Puccinellia limosa* (Schur) Holmberg im binnendeutschen Salzflorangebiet. – *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 75: 59–70.
- SCHORIES, D., ALBRECHT, A. & LOTZE, H. (1997): Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the northern Wadden Sea. – *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 51: 321–341.
- SCHWABE, A. (1972): Vegetationsuntersuchungen in den Salzwiesen auf der Nordseeinsel Trischen. – *Abh. Landesm. Naturkde. Münster/Westf.* 54: 9–22.
- SCHWABE, A. (1975): Dauerquadrat-Beobachtungen in den Salzwiesen der Nordseeinsel Trischen. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. NF* 18: 111–128.
- SCHWABE, A. (Hrsg.) (1983): *Borkum.* – Unveröff. Reader des Biologischen Instituts II, Geobotanik, Freiburg: 149 pp.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1984): Vegetationskundliche und blütenökologische Untersuchungen in Salzrasen der Nordseeinsel Borkum. – *Tuexenia* 4: 125–152.
- SCHWENKE, H. (1969): Meeresbotanische Untersuchungen in der westlichen Ostsee als Beitrag zu einer marinen Vegetationskunde. – *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 54: 35–94.
- SHORT, F.F. & WYLLI-ECHVERRIA, S. (2000): Global seagrass declines and effect of climate change. – In: SHEPPARD, C.R.C. (Ed.): *Seas at the Millennium: An Environmental Evaluation. Vol. III: Global Issues and Processes:* 10–11. Pergamon, Elsevier, Amsterdam.

- SIEGER, S. (2004): Ökologische Untersuchungen zum Einfluß von Beweidung und Sedimentation auf die Vegetation von Salzmarschen. – Diplomarb. Univ. Kiel: 117 pp.
- SOÓ, R. (1947): Revue systématique des associations végétales des environs de Kolazsár. – Acta Bot. Hung. VI: 3–50.
- SOÓ, R. (1957): Systematische Übersicht der pannonischen Pflanzengesellschaften. I. – Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 3: 317–373.
- STACE, C. (1991): New flora of the British Isles. – Cambridge University Press, Cambridge: 1226 pp.
- STOCK, A. (2015): Satellite mapping of Baltic Sea Secchi depth with multiple regression models. – Int. J. Appl. Earth Observ. Geoinf. 40: 55–64.
- STOCK, M. (2013): Der Schobüller Strand und seine Pflanzenwelt – früher und heute. – Kieler Notiz. Pflanzenkunde Schl.-Holst. Hmb. 39: 40–53.
- STOCK, M. & KIEHL, K. (Hrsg.) (2000): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11: 1–88.
- SYNBIOSYS (2021): o.T. – URL: <http://www.synbiosys.alterra.nl>; Version 19-12-2021 [Zugriff am 01.2022–05.2022].
- TESSIER, M., GLOAGUEN, M. & LEFEUVRE, J.C. (2000): Factors effect-ting the population dynamics of *Suaeda maritima* at initial stages of development. – Plant Ecol. 147: 193–203.
- THANNHEISER, D. (1981): Die Küstenvegetation Ostkanadas. – Münstersche Geogr. Arb. 10: 201 pp.
- THEURILLAT, J.-P., WILLNER, W., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., BÜLTMANN, H., ČARNI, A., GIGANTE, D., MUCINA, L. & WEBER, H. (2021): International code of phytosociological nomenclature, 4th ed. – Appl. Veg. Sci. 24: e12491.
- THIES, E.-W. (1982): *Spartina townsendii* in der Anlandungsdynamik der Westküste von Schleswig-Holstein. – Schriftenr. Wasserwirt. Landschaftsökol. CAU 2: 162 pp.
- TÜRK, W. (1991): Beitrag zur Kenntnis der Vegetationsverhältnisse der Nordfriesischen Insel Amrum. Pflanzengesellschaften der Geest und Marsch. – Tuexenia 11: 149–170.
- TÜRK, W. (1995): Pflanzengesellschaften und Vegetationsmosaik der Insel Amrum. – Tuexenia 155: 245–294.
- TÜXEN, J. (1991): Salzwiesengesellschaften der atlantischen Küsten Nordeuropas. – Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 3: 185–231.
- TÜXEN, R., WESTHOFF, V., BEEFTINK, W.G. & JAHNS, W. (1963): *Saginetea maritimae*, eine Gesellschaftsgruppe im wechselhalinen Grenzbereich der europäischen Meeresküsten. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. NF 10: 116–129.
- TZONEV, R., LYSENKO, T., GUSSEV, C. & ZHELEV, P. (2008): The halophytic vegetation in Southeast Bulgaria and along the Black Sea coast. – Hacquetia 7: 95–121.
- VAN LENT, F. & VERSCHUURE, J.M. (1994): Intraspecific variability of *Zostera marina* L. (Eelgras) in the estuaries and lagons of the southwestern Netherlands. I. Population dynamics. – Aquat. Bot. 48: 31–58.
- VAN GOOR, A.C.J. (1921): Die *Zostera*-Association des holländischen Wattenmeeres. – Recl. Trav. Bot. Néerl. 18: 103–123.
- VAN VIERSSEN, W. (1982): The ecology of communities dominated by *Zannichellia*-taxa in Western Europe. I. Characterization and autecology of the *Zannichellia* taxa. – Aquat. Bot. 12: 103–155.
- VAN VIERSSEN, W. & PRINS, TH.C. (1985): On the relationship between the growth of algae and aquatic macrophytes in brackish waters. – Aquat. Bot. 21: 165–179.
- VAN VIERSSEN, W. & VAN WIJK, R.J. (1982): On the identity and autecology of *Zannichellia peltata* Bertol. in Western Europe. – Aquat. Bot. 11: 367–383.
- VAN VIERSSEN, W., VAN KESSEL, C.M. & VAN DER ZEE, J.R. (1984): On the germination of *Ruppia* taxa in Western Europe. – Aquat. Bot. 19: 381–393.
- VERBRUGGHE, L. (1932): Die belgische Seefischerei. Bd. VII, Heft 3 – In: LÜBBERT, H. & EHRENBAUM, E. (Hrsg.): Handbuch der Fischerei Nordeuropas: 1–39. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- VERHOEVEN, J.T.A. (1979): The ecology of *Ruppia*-dominated communities in Western Europe; Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autecology. – Aquat. Bot. 6: 197–268.
- VERHOEVEN, J.T.A. (1980): The Ecology of *Ruppia*-dominated communities in Western Europe II. Synecological classification and dynamics of the macroflora and macrofauna communities. – Aquat. Bot. 8: 1–85.
- VESTERGAARD, P. (1994): Response to mowing of coastal brackish meadow plant communities along an elevational gradient. – Nord. J. Bot. 14: 569–587.

- VICHEREK, J. (1973): Die Pflanzengesellschaften der Halophyten- und Subhalophytenvegetation der Tschechoslowakei. Vegetace ČSSR A5. – Academia, Praha: 200 pp.
- WARMING, E. (1906): Dansk Plantevaektst. 1. Strandvegetation. – Nordisk Verlag, Kobenhavn: 325 pp.
- WEIGELT-KRENZ, S., HANSLIK, M., PÄTSCH, J., PETENATI, T. & BEUSEKOM, VAN J. (2010): Nährstoffe im deutschen Wattenmeer und in der Deutschen Bucht. – Meeresumwelt Aktuell. Nord- und Ostsee 2010/1: 1–12.
- WEIGMANN, G. (1973): Zur Ökologie der Collembolen und Oribatiden im Grenzbereich Land-Meer (Collembola, Insecta Oribatei, Acari). – Z. wiss. Zool. 186: 295–391.
- WEIHE, K. VON (1978): Untersuchungen zur Ökologie von *Puccinellia maritima* (Huds.) Parl. (Temperatur und Meersalzwirkung). – Beitr. Biol. Pfl. 54: 145–163.
- WEIHE, K. VON & DREYLING, G. (1978): Beiträge zur Ökologie von *Puccinellia capillaris* auf Helgoland. – Helgoländer wiss. Meeresunters. 31: 222–240.
- WENDELBERGER, G. (1943): Die Salzpflanzengesellschaften des Neusiedler Sees. – Wiener Bot. Z. 92: 124–144.
- WENDELBERGER, G. (1951): Zur Soziologie der kontinentalen Halophytenvegetation Mitteleuropas unter besonderer Berücksichtigung der Salzpflanzengesellschaften am Neusiedlersee. – Denkschr. Österr. Akad. Wiss., math.-natwiss. Kl.: 180 pp.
- WESTHOFF, V. & DEN HELD, A.J. (1975): Plantengemeenschappen in Nederland. – Thieme & Cie, Zutphen: 324 pp.
- WESTHOFF, V. & SCHAMINEE, J.H.J. (1989): La position phytosociologique d'*Halimione pedunculata* (L.) Aellen en Europe. – Coll. Phytosoc. 18: 41–51.
- WESTHOFF, V., HOBOHM, C. & SCHAMINEE, J.H.J. (1993): Rote Liste der Pflanzengesellschaften des Naturraumes Wattenmeer unter Berücksichtigung der ungefährdeten Vegetationseinheiten. – Tuexenia 13: 109–140.
- WESTHOFF, V., LEEUWEN, C.G. VAN & ADRIANI, M.J. (1962): Enkele aspecten van vegetatie en bodem der duinen van Goeree, in het bijzonder de contactordels tussen zout en zoet milieu. – Jaarb. Wet. Genoot. Oeree en Overflakkee 1961: 46–92.
- WIEMANN, P. & DOMKE, W. (1967): Pflanzengesellschaften der sotfriesischen Insel Spiekeroog. – Mitt. Staatsinst. Allg. Bot. Hmb. 12: 191–353.
- WILKOŃ-MICHALSKA, J. (1985): Structure and dynamics of the inland populations of *Salicornia patula*. – Vegetatio 61: 145–154.
- WILMANN, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. – 6. Aufl., Quelle & Meyer, Wiesbaden: 405 pp.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 pp.
- WOHLENBERG, E. (1935): Beobachtungen über das Seegrass, *Zostera marina*, und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. – Nordelbingen 11: 1–19.
- WOLF, A. (1988): Röhrichte und Rieder des holsteinischen Elbufers unterhalb Hamburgs. – Schr. Naturwiss. Ver. Schl.-Holst. 58: 55–68.
- WOLFRAM, C. (1996): Die Vegetation des Bottsandes. – Mitt. Arbeitsgem. Schl.-Holst. Hmb. 51: 1–111.
- WOLFRAM, C., HÖRCHER, U., LORENZEN, D., NEUHAUS, R., AEGERTER, E. & DIERSSEN, K. (2000): Vegetation succession in a saltwater lagoon in the polder Beltringharder Koog, German Wadden Sea. – In: WHITE, P.S. (Ed.): Vegetation science in retrospect and perspective. Proceedings of the 41st IAVS Symposium 26 July – 1 August 1998 Uppsala: 43–46. Opulus Press, Uppsala.
- ZEILER, M., MILBARDT, P., PLÜB, A. & VALERIUS, J. (2014): Modelling large sediment transport in the German Bight (North Sea). – Die Küste 81: 369–392.
- ZIEMEK, H.-P. (2014): „Großreservat Halligmeer“ – einer der ersten Versuche zur Begründung eines Nationalparks in der Bundesrepublik Deutschlands. – Natur und Landschaft: 89: 151–158.
- ZIMMERMAN, R.C. (2007): Light and photosynthesis in seagrass meadows. – In: LARKUM, W.D., ORTH, R.J. & DUARTE, C.M. (Eds.): Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation: 303–321. Springer, Dordrecht.

Bisher erschienene Hefte

- 1 HÖLZEL, N. (1996): *Erico-Pinetea* (Alpisch-Dinarische Karbonat-Kiefernwälder). (49 S.) 16 €
- 2 HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., PALLAS, J. & WELSS, W. (1997): *Quercion roboris* (Bodensaure Eichenmischwälder). (51 S.) vergriffen
- 3 DIERSCHKE, H. (1997): *Arrhenatheretalia* (Wiesen und Weiden frischer Standorte). (74 S.) vergriffen
- 4 WEBER, H. E. (1998): *Franguletea* (Faulbaum-Gebüsche). (86 S.) vergriffen
- 5 WEBER, H. E. (1999): *Rhamno-Prunetea* (Schlehen- und Traubenholunder-Gebüsche) (108 S.) 16 €
- 6 WEBER, H. E. (1999): *Salicetea arenariae* (Dünenweiden-Gebüsche). (37 S.) 8 €
- 7 TÄUBER, T. & PETERSEN, J. (2000): *Isoëto-Nanojuncetea* (Zwergbinsen-Gesellschaften). (87 S.) 16 €
- 8 PEPPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): *Nardetalia strictae* (Borstgrasrasen). (117 S.) vergriffen
- 9 BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N. NOWAK, B. & FARTMANN, T. (2004): *Molinetalia* und Klassenübersicht *Molinio-Arrhenatheretea* (Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Übersicht Kulturgrasland). (103 S. + Beilage) 16 €
- 10 HEINKEN, T. (2008): *Dicrano-Pinion* (Sand- und Silikat-Kiefernwälder). (88 S.) 16 €
- 11 DIERSCHKE, H. (2012): *Polygono-Potentilletalia anserinae* (Kriech- und Flutrasen). (104 S. + Beilage) 16 €
- 12 HINTERLANG, D. (2017): *Montio-Cardaminetea* (Quell- und Waldsumpf Gesellschaften) (110 S.) 16 €
- 13 HOBOHM, C., DIERSSEN, K. & HÄRDTLE, W. (2022): **Salzwiesen und verwandte Gesellschaften** (100 S.) 16 €

Sonderheft 1: WEBER, H. E., MORAVEC, J. & THEURILLAT, J. P. (2001): **Internationaler Code der Pflanzensoziologischen Nomenklatur (ICPN)**. 3. Auflage (Deutsche Version von H. E. Weber). (61 S.) 16 €

Bildnachweis Umschlag

Einband vorne:

Glaux maritima und *Salicornia*-Keimlinge im Süden von Sylt nahe Keitum.

