

Abh. Naturw. Verein Bremen	43/2	449-470	Festschrift Cordes	Bremen 1996
----------------------------	------	---------	--------------------	-------------

Floristische Veränderungen in Wassergreiskrautwiesen des mittleren Ostetals: Ein mehrdimensional-dynamischer Erklärungsansatz

Changes in species composition of marsh-ragwort meadows of the Oste valley -
a multidimensional approach

EIKE FRESE, JOSEF MÜLLER

Zusammenfassung: Im mittleren Ostetal wurden von MEISEL 1964/65 angefertigte Vegetationsaufnahmen von Wassergreiskrautwiesen (*Bromo-Senecionetum aquatici* LENSKI 1953) wiederaufgenommen. Daraus ergibt sich ein Überblick der Veränderungen der Stetigkeit von Feuchtwiesenarten. Aus der floristischen Veränderung der Wassergreiskrautwiesen ist abzulesen, daß diese in großem Umfang (29%) brachfielen und daß die Umwandlung in Flutrasen oder Fragmentgesellschaften durch Intensivierung der Nutzung (34%) wesentlich zum Rückgang beigetragen hat. Durch zeitweiliges Brachfallen breiten sich höherwüchsige Arten (v.a. *Phalaris arundinacea*) auch in den verbliebenen Wassergreiskrautwiesen aus; Nährstoffzeiger (*Taraxacum officinale* agg.) treten heute häufiger und dominanter auf. Die Vorverlegung des ersten Mahdtermins führte zum Rückgang spät fruchtender Arten mit kurzlebiger Samenbank. Besonders betroffen ist hiervon eine Kennart der Wassergreiskrautwiesen *Bromus racemosus*, während *Senecio aquaticus* als zweite Kennart, die erst nach dem ersten Schnitt einen Blütenstand ausbildet, in den Wassergreiskrautwiesen häufiger anzutreffen ist. Für die Interpretation der historischen Veränderungen können mehrdimensionale Gliederungssysteme die ökologischen Zusammenhänge feiner herausarbeiten, da sie ökologische Artengruppen und zugleich wesentliche Arteigenschaften zur Analyse des vielfältigen landschaftsökologischen Wandels integrieren.

Summary: A new stock-taking of damp meadows (*Bromo-Senecionetum aquatici*) 30 years after the investigation by MEISEL (1964/65) was performed in the Oste-valley (NW-Germany). Comparison of 184 plots shows drastic changes of floristic composition. Changes were caused by intensification of land use (34%) as well as by cessation of mowing (29%). The composition of the persisting wet meadows also shows changes, because characteristic species of the meadow-association have been extincted (e.g. *Bromus racemosus*) and other markedly declined, like species from fens or species indicating calcareous condition, poor and fresh (not wet) sites. Comparison of the vegetation survey of a larger area confirms studies of LENSKI (1953) replicated by ROSENTHAL & MÜLLER (1988) on other sites of the Oste-valley.

We conclude that even the use of extensively used meadows must have changed. Species composition reveals that meadows are mown earlier; that they have been in the past abandoned pe-

riodically. Species composition also indicates a better availability of nutrients and changes in the hydrological regime. Changes of community composition may be explained by reappraisal of an individualistic concept including functional attributes of the species rather than by changes of site characteristics only.

1. Einleitung

Das Feuchtgrünland Nordwestdeutschlands hat in den letzten Jahrzehnten gravierende Veränderungen erfahren (MEISEL & HÜBSCHMANN 1975, 1976, WEBER 1983, BERNING et al. 1987, GANZERT & PFADENHAUER 1988, DIERSCHKE & WITTIG 1991, SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993, SCHRAUTZER & WIEBE 1993, KÖLBEL et al. 1990). Außer einem deutlichen Flächenrückgang durch Intensivierung der Landwirtschaft sind vor allem Veränderungen in weiterhin als Grünland genutzten Beständen festzustellen. In den einstmals für Norddeutschland typischen meso-eutrophen Naßwiesen, artenreichen Sumpfdotterblumengesellschaften, verschwanden infolge der Meliorationsmaßnahmen besonders Feuchte- und Nässezeiger, ebenso Arten, die nur in nährstoffärmeren Ausbildungen existieren können. Aber auch die Extensivierung der zweischürigen Naßwiesen hat zu auffälligen Bestandesumschichtungen geführt, hochwüchsige artenarme Brachefluren sind nach Nutzungsaufgabe auf den landwirtschaftlichen Grenzertragstandorten aspektbildend. Sie ist eine „Fehlentwicklung“ ROSENTHAL (1992b), der die ursprünglich vorhandenen schutzwürdigen Pflanzenarten der Feuchtwiesen (Molinetalia und verwandter Vegetationseinheiten) zum Opfer gefallen sind. Anschaulich kommt diese floristische Verarmung in der Darstellung von GARVE (1994) zum Ausdruck.

Im mittleren Ostetal ist nicht zuletzt dank der Untersuchungen von LENSKI (1953) der Wandel auf einigen Flächen gut dokumentiert (ROSENTHAL & MÜLLER 1988, MÜLLER et al. 1992). Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse (gravierender Rückgang von Wassergreiskrautwiesen zugunsten von Brachegesellschaften oder Intensivgrünland) stellte sich die Frage nach den Ursachen und Mechanismen der Vegetationsentwicklung im Grünland, der ROSENTHAL (1992a,b), LEDER (1993), LIENKAMP (1994), UCHTMANN (1994) nachgingen. HENGSTENBERG (1992) konnte mit seinen synsystematischen Untersuchungen der Feuchtwiesen des Ostetals eine rezente Gliederung vorlegen, LÜTKE (1992) durch vegetationskartographische Untersuchungen den exakten Flächenanteil der Feuchtwiesen auf ausgewählten Talabschnitten ermitteln. Ihre Ergebnissen bestätigen dabei die Untersuchungen von ROSENTHAL & MÜLLER (1988), die sich allerdings nur auf wenige Hektar der Talaue bei Godenstedt bezogen.

Erst eine im Archiv der Bundesarchiv Vegetationskunde, Landschaftsplanung und Naturschutz vorhandene Kartierung an der mittleren Oste und der unteren Bever im Jahre 1964/65 (MEISEL 1967) ermöglichte es FRESE (1994), auf den von MEISEL aufgenommen Grundstücken den Vegetationswandel über den kleinräumigen Godenstedter Bereich hinaus zu dokumentieren. Mit dem HENGSTENBERG nicht bekannten Material MEISELS bestand 1993 die Möglichkeit, den historischen Wandel gleichermaßen repräsentativ wie flächengenau exakt zu dokumentieren. Der Vergleich mit MEISEL (1967) verdeutlicht uns somit den Wandel einer historischen Nutzungsform im gesamten mittleren Ostetal von Godenstedt bis Bremervörde. Die hohe Zahl der durchgeführten Aufnahmen im Feuchtgrünland (insgesamt 264, davon 184 von Wassergreiskrautwiesen) und damit ihre hohe Dichte erlauben es, einen repräsentativen Überblick über die Veränderungen des Feuchtgrünlandes einer Region auf vegetationskundlicher wie floristischer Ebene zu liefern. Die zu Zeiten von LENSKI noch aspektbildenden Wassergreiskrautwiesen, historische Basis für die Beschreibung und synsystematische Fassung des Bromo-Senecionetum (LENSKI 1953, vgl. POTT 1995), existierten 35 Jahre später auf den ehe-

maligen Flächen größtenteils nicht einmal mehr als Relikte, auch die meisten Kennarten des Calthions waren verschwunden (ROSENTHAL & MÜLLER 1988).

Der Vergleich der Tabellen MEISELS (1967) mit denen von LENSKI (1953) zeigt, daß gravierende Bestandesumschichtungen in den landschaftstypischen Wassergreiskrautwiesen (*Bromo-Senecionetum*) offensichtlich erst nach MEISELS Aufnahmen 1964 eingetreten sind. Die feine Gliederung HENGSTENBERGS deutete bereits darauf hin, daß auch die verbliebenen noch als Wassergreiskrautwiesen anzusprechenden Feuchtwiesen Veränderungen in der Artenzusammensetzung zeigen. Auffälligstes Indiz war die sehr geringe Stetigkeit der namengebenden *Bromus racemosus*. Mit der erneuten Aufnahme der von MEISEL zwischen 1964 und 1965 detailliert kartierten und ausgewiesenen Ostewiesen 1993 sollte, nunmehr auf gesicherter historischer Basis, vor allem der Frage nachgegangen werden, inwieweit heutige Wassergreiskrautwiesen floristische Indizien bergen, die auf latente Nutzungs- und Bewirtschaftungsmodifikationen deuten. Das bedeutet auch, über die statistische Erfassung von Veränderungen hinaus, die Möglichkeit zu erörtern, ob floristisch-ökologische Kriterien, d.h. die ökologische Konstitution und damit die individuellen Lebenseigenschaften der beteiligten Arten zur Spurensuche für schleichende dynamische Prozesse herangezogen werden können.

2. Untersuchungsgebiet, vorliegendes Material, Methoden

1964 wurde die Bundesanstalt für Vegetationskunde, Naturschutz und Landschaftsplanung zum Zwecke der Beweissicherungsverfahren im Zuge einer Ausbauplanung für die mittlere Oste und untere Bever vom Wasserwirtschaftsamt Stade beauftragt, die Grünlandgesellschaften der vom Eingriff betroffenen Flächen zu untersuchen. Ziel war es ausdrücklich, den Zustand vor dem Ausbau festzuhalten, um alle nach dem Ausbau auftretenden Vegetationsveränderungen feststellen zu können („Beweissicherung“). MEISEL (1967) hat zu diesem Zweck in den Vegetationsperioden 1964/65 650 über das gesamte Untersuchungsgebiet (Oste/Bever) verstreut liegende Flächen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) aufgenommen. Die Aufnahmeflächen wurden in Karten 1:3200 eingetragen. Der mittlere Abstand der 10-30 m² großen Aufnahmeflächen betrug ca. 80-100 m.

Die Oste ist zwischenzeitlich nicht ausgebaut worden, so daß das vorliegende reichhaltige Material dazu dienen kann, den allein durch die veränderten Bewirtschaftungsformen ausgelösten, vegetationskundlichen und floristischen Wandel zu dokumentieren. 1993 wurden 184 der von MEISEL 1964/65 als Wassergreiskrautwiesen angesprochene Bestände im mittleren Ostetal zwischen Eitzmühlen bei Zeven (Landkreis Rotenburg/Wümme) und Bremervörde (MTB 2520, 2620, 2621) wieder aufgenommen. Untersucht wurden nur Bestände, die noch als landwirtschaftliches Grünland oder Forst genutzt wurden und nicht zwischenzeitlich gravierend umgestaltet wurden (z.B. durch Auftrag größerer Mengen Bodenmaterials, Teichnutzung, Anlage von Siedlungen). Die vorliegende Untersuchung dokumentiert den floristischen Wandel anhand der Veränderungen der Stetigkeit der Arten in den 184 Aufnahmen die 1964/65 als Wassergreiskrautwiesen angesprochen werden konnte. Um einen genaueren Überblick der Veränderungen der Wassergreiskrautwiesen zu erhalten, wurden die 1993 vorgefundenen Bestände vegetationskundlich bearbeitet und drei Kategorien zugeordnet: Brachen (Dominanzbestände des Filipendulion bzw. der Phragmitetea u.ä.), intensiv genutzte Bestände (Flutrasen, Fragmentgesellschaften der Molinietalia bzw. Molinio-Arrhenatheretea) und Wassergreiskrautwiesen. Damit war es möglich, bisher wenig beachtete Veränderungen in der Artenzusammensetzung eines durch Kennarten floristisch genau definierten Feuchtgrünlandes (Wassergreiskrautwiesen) genauer auf ihre Ursachen zu analysieren. Die Nomenklatur folgt ELLENBERG et al. 1991.

Die Oste, ein im Untersuchungsgebiet 5-10m breites Fließchen, entwässert die Geest des

nördlichen Elbe-Weser-Dreiecks zur Unterelbe, wo sie bei Otterndorf mündet. In die saalezeitliche Geestplatte haben weichselzeitliche Schmelzwässer eine schmale, stellenweise durch steile Geesthänge geprägte, Rinne eingeschnitten. Gleye und Niedermoore über alluvialen Sanden kennzeichnen die Böden der Flußau. Das Klima ist atlantisch (761mm Niederschlag, 8,3° mittlere Jahrestemperatur). Vor allem im Winter und im Frühjahr wird die Talaue nach starken Regenfällen regelmäßig mehrere Wochen überschwemmt, wobei im ufernahen Bereich Sedimente abgelagert werden. Dort, wo Geschiebelehme, Sand oder Kalkmergelschichten der Geestflächen angeschnitten wurden, tritt stellenweise gespanntes Grundwasser zutage (ROSENTHAL & MÜLLER 1988).

Es herrscht ein breites Spektrum bauerlicher Nutzungsformen vor, das heute von Forsten über Brachen und Extensivgrünland bis hin zu Vielschnittflächen zur Heu-/ Silagegewinnung reicht. Teile des mittleren Ostetals wurden 1993 auch beweidet. Die früher in Dorfnähe ausgeübte Rieselwirtschaft ist nicht mehr anzutreffen. Die ehemals zweischürigen und kaum vor etwa Anfang bis Mitte Juni gemähten Feuchtwiesen werden heute, soweit sie noch genutzt werden, größtenteils zwischen Mitte und Ende Mai das erste Mal gemäht.

3. Ergebnisse

3.1. Floristische Veränderungen

Die 1964/65 dominierenden Wassergreiskrautwiesen wurden im Zuge der allgemeinen Intensivierung der Landwirtschaft zu Grenzertragsstandorten herabgestuft. Die Folge war, daß die hofnahen und mit geringem Aufwand zu meliorierenden Flächen durch Entwässerung und Aufdüngung in ertragreichere kennartenarme Dominanzbestände hauptsächlich des Wiesenfuchsschwanzes *Alopecurus pratensis* umgewandelt wurden. Standorte mit ungünstigerer Wasserführung oder Beweidung haben sich zu Flutrasen entwickelt. Hoffern gelegene Flächen und sehr nasse oder schlecht zu meliorierende Flächen wurden nach 1964 nicht mehr genutzt. Diese Brachen werden heute je nach Wasserführung und Nährstoffgehalt von *Filipendula ulmaria*, *Phalaris arundinacea* bzw. *Carex gracilis* dominiert. Vereinzelt wurden die Standorte der Wassergreiskrautwiesen mit Erlen aufgeforstet. Nur wenig mehr als ein Drittel können heute noch als Wassergreiskrautwiesen angesprochen werden.

Die einschneidenden Veränderungen in der Bewirtschaftung zogen deutliche Verschiebungen in der Artenzusammensetzung nach sich (s. Tab. 1). Wie bereits ROSENTHAL & MÜLLER (1988) zeigten, sind sämtliche Calthion-Kennarten und nahezu alle Arten der Feuchtwiesen (Molinietalia) und Niedermoore (Scheuchzerio-Caricetea) heute deutlich seltener, zum Teil gar nicht mehr anzutreffen. Durch den großflächig zu beobachtenden Ausfall der Nutzung konnten sich nur wenige höherwüchsige Arten der Feuchtwiesen Molinietalia (*Valeriana officinalis*, *Lysimachia vulgaris*, *Stachys palustris*) und der Röhrichte Phragmitetea (insbesondere *Phalaris arundinacea*) ausbreiten. Einzelne in Niedersachsen und Bremen gefährdete Arten der „Roten Liste“ (GARVE 1993) wie *Carex appropinquata* und *Lysimachia thyrsiflora*, wurden von MEISEL 1964 noch nicht ausgewiesen. Bemerkenswert ist das Auftreten der Wassersegge (*Carex aquatilis*), die, nachdem sie im Rahmen einer Exkursion des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 1992 von Elisabeth MEYER an der unteren Bever entdeckt worden ist, jetzt auch an der Oste zwischen Minstedt und Bremervörde mit mehreren Populationen nachgewiesen werden konnte.

Zahlreiche Nitrophyten traten in den Aufnahmen 1993 gegenüber 1964 erstmals auf. Da Arten der Wälder im Zuge der Aufforstung von Wassergreiskrautwiesen an der Oste neue Wuchsorte gefunden haben, ist ein Anstieg der Gesamt-Artenzahl um etwa ein Drittel zu beobachten. Bemerkenswert ist der Rückgang zahlreicher Arten mit breiter soziologischer Amplitude.

Tab. 1: Veränderungen der floristischen Zusammensetzung auf ehemaligen Standorten von Wassergreiskrautwiesen (Angabe ist die Anzahl der Aufnahmen, in denen die Arten 1964 bzw. 1993 auftraten, v: verschwunden; + / - 20%: =; + / - 50%: + / - ; + / - >50%: ++ bzw. - -)

Gesamtzahl d. Aufn.	184	184	Entw.
Jahr	64	93	
<i>Calthion</i>			
<i>Bromus racemosus</i>	38		v
<i>Crepis paludosa</i>	35	2	- -
<i>Myosotis palustris</i>	146	41	- -
<i>Juncus filiformis</i>	103	31	- -
<i>Geum rivale</i>	9	3	- -
<i>Senecio aquaticus</i>	59	25	- -
<i>Caltha palustris</i>	166	105	-
<i>Scirpus sylvaticus</i>	17	12	-
<i>Carex disticha</i>	29	24	=
<i>Molinietalia</i>			
<i>Galium uliginosum</i>	38		v
<i>Valeriana dioica</i>	13		v
<i>Carex leporina</i>	6		v
<i>Avena pubescens</i>	2		v
<i>Juncus conglomeratus</i>	2		v
<i>Briza media</i>	1		v
<i>Dactylorhiza majalis</i>	12	1	- -
<i>Lotus uliginosus</i>	105	14	- -
<i>Angelica sylvestris</i>	33	6	- -
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	176	59	- -
<i>Veronica longifolia</i>	44	23	-
<i>Achillea ptarmica</i>	47	27	-
<i>Lythrum salicaria</i>	27	18	-
<i>Equisetum palustre</i>	7	5	-
<i>Filipendula ulmaria</i>	156	114	-
<i>Juncus effusus</i>	35	44	+
<i>Cirsium palustre</i>	6	10	++
<i>Lysimachia vulgaris</i>	9	35	++
<i>Valeriana officinalis</i> agg.	1	6	++
<i>Stachys palustris</i>	1	23	++
<i>Lycopus europaeus</i>		5	neu
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>			
<i>Rhinanthus minor</i>	21		v
<i>Trifolium dubium</i>	9		v
<i>Cynosurus cristatus</i>	3		v
<i>Veronica chamaedrys</i>	1		v
<i>Centaurea jacea</i>	1		v
<i>Dactylorhiza maculata</i>	1		v
<i>Trifolium pratense</i>	93	2	- -
<i>Prunella vulgaris</i>	32	1	- -
<i>Poa pratensis</i>	65	4	- -
<i>Rhinanthus serotinus</i> agg.	13	1	- -
<i>Ranunculus acris</i>	138	23	- -
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	153	31	- -
<i>Festuca rubra</i> ssp. <i>rubra</i>	142	26	- -
<i>Bellis perennis</i>	30	9	- -
<i>Plantago lanceolata</i>	76	24	- -
<i>Festuca pratensis</i>	143	46	- -
<i>Holcus lanatus</i>	118	55	- -
<i>Cerastium holosteoides</i>	64	32	- -

Gesamtzahl d. Aufn.	184	184	Entw.
Jahr	64	93	
<i>Fortsetzung Mol.-Arrh.</i>			
<i>Vicia cracca</i>	44	22	- -
<i>Achillea millefolium</i>	12	6	- -
<i>Phleum pratense</i>	4	2	- -
<i>Rumex acetosa</i>	157	80	-
<i>Leontodon autumnalis</i>	45	23	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	64	33	-
<i>Poa trivialis</i>	176	109	-
<i>Veronica serpyllifolia</i>	3	2	-
<i>Trifolium repens</i>	114	80	-
<i>Cardamine pratensis</i>	176	124	-
<i>Ranunculus repens</i>	174	136	-
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	1	=
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	43	84	++
<i>Lolium perenne</i>	2	36	++
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>		12	neu
<i>Poa annua</i>		18	neu
<i>Scheuchz.-Caricetea</i>			
<i>Pedicularis palustris</i>	13		v
<i>Carex panicea</i>	9		v
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	8		v
<i>Taraxacum palustre</i> agg.	4		v
<i>Parnassia palustris</i>	1		v
<i>Eriophorum angustifolium</i>	18	2	- -
<i>Carex rostrata</i>	16	3	- -
<i>Potentilla palustris</i>	36	7	- -
<i>Agrostis canina</i>	44	10	- -
<i>Menyanthes trifoliata</i>	24	6	- -
<i>Equisetum fluviatile</i>	95	31	- -
<i>Carex canescens</i>	11	4	- -
<i>Carex fusca</i>	60	27	- -
<i>Stellaria palustris</i>	71	33	- -
<i>Juncus articulatus</i> et <i>acutifl.</i>	15	6	- -
<i>Viola palustris</i>	12	7	-
<i>Ranunculus flammula</i>	57	40	-
<i>Carex echinata</i>		1	neu
<i>Agrostietalia</i>			
<i>Glyceria fluitans</i>	101	83	=
<i>Agrostis stolonifera</i>	52	65	+
<i>Trifolium hybridum</i>	4	7	++
<i>Potentilla anserina</i>	8	14	++
<i>Alopecurus geniculatus</i>	15	31	++
<i>Rorippa silvestris</i> - <i>islandica</i>	27	74	++
<i>Rumex crispus</i>	7	33	++
<i>Phragmitetea</i>			
<i>Polygonum amphibium</i> v. <i>terr</i>	16		v
<i>Eleocharis palustris</i>	11		v
<i>Veronica scutellata</i>	16	2	- -
<i>Poa palustris</i>	57	28	- -
<i>Carex gracilis</i>	139	93	-
<i>Carex vesicaria</i>	51	30	-

Gesamtzahl d. Aufn.	184	184	Entw.
Jahr	64	93	
Forts. Phragmitetea			
Galium palustre	81	56	-
Glyceria maxima	72	63	=
Oenanthe aquatica et fist.	5	5	=
Calamagrostis canescens	20	27	+
Phragmites communis	7	10	+
Phalaris arundinacea	52	109	++
Iris pseudacorus	3	12	++
Peucedanum palustre	2	9	++
Rorippa amphibia	1	8	++
Alisma plantago-aquatica		2	neu
Carex appropinquata		2	neu
Epilobium hirsutum		2	neu
Berula erecta		3	neu
Carex aquatilis		3	neu
Acorus calamus		4	neu
Rumex hydrolapathum		4	neu
Carex acutiformis		5	neu
Eupatorium cannabinum		6	neu
Lysimachia thyrsiflora		7	neu
Scutellaria galericulata		14	neu
Mentha aquatica		24	neu
Magerkeitszeiger			
Luzula campestris	7		v
Rumex acetosella	1		v
Carex pallescens	1		v
Agrostis tenuis	23	2	--
Luzula multiflora	6	1	--
Stellaria graminea	3	5	++
Stellaria uliginosa	1	6	++
Avenella flexuosa		1	neu
Erophila verna		2	neu
Festuca rubra ssp. comm.		2	neu
Hieracium laevigatum		2	neu
Nährstoffreichtum-Zeiger			
Alopecurus pratensis	81	93	=
Ranunculus auricomus	5	6	+
Dactylis glomerata	1	6	++
Agropyron repens	1	9	++
Ranunculus ficaria	4	53	++
Rumex obtusifolius	1	15	++
Urtica dioica	1	41	++
Aegopodium podagraria		1	neu
Matricaria discoidea		1	neu
Rumex pratensis		2	neu
Heracleum sphondylium		2	neu
Polygonum persicaria		2	neu
Anthriscus sylvestris		4	neu
Cirsium vulgare		5	neu

Gesamtzahl d. Aufn.	184	184	Entw.
Jahr	64	93	
Forts. N-Zeiger			
Chenopodium album		5	neu
Capsella bursa-pastoris		5	neu
Barbarea stricta		6	neu
Calystegia sepium		6	neu
Galeopsis tetrahit		7	neu
Glechoma hederacea		8	neu
Cirsium arvense		8	neu
Galium aparine		9	neu
Stellaria media		36	neu
Waldarten			
Fraxinus excelsior		1	neu
Salix caprea x cinerea		1	neu
Salix alba		1	neu
Sambucus nigra		1	neu
Prunus serotina		1	neu
Acer pseudoplatanus		1	neu
Carex pseudocyperus		1	neu
Picea abies		1	neu
Ulmus glabra		1	neu
Corylus avellana		1	neu
Populus alba		1	neu
Lonicera periclymenum		2	neu
Stellaria holostea		2	neu
Humulus lupulus		2	neu
Populus nigra		2	neu
Salix cinerea		2	neu
Quercus robur		2	neu
Dryopteris dilatata		2	neu
Sorbus aucuparia		3	neu
Prunus padus		3	neu
Solanum dulcamara		3	neu
Rubus fruticosus agg.		4	neu
Betula pubescens		4	neu
Rubus idaeus		5	neu
Dryopteris carthusiana		6	neu
Alnus glutinosa		8	neu
Begleiter			
Mentha arvensis	53		v
Bromus mollis	7		v
Sagina procumbens	1		v
Ajuga reptans	22	5	--
Lysimachia nummularia	69	28	--
Epilobium palustre	4	6	++
Epilobium obscurum		1	neu
Callitriche spec.		1	neu
Gnaphalium uliginosum		1	neu
Ges.:	120	159	

Diese als Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea bzw. Begleiter eingestuft Taxa (Tab.1) beinhalten zahlreiche Vertreter des trockeneren Flügels der Wassergreiskrautwiesen (z.B. *Rhinanthus minor* u. *R. serotinus*, *Trifolium dubium* u. *T. pratense*). Die zunehmende Eutrophierung der Landschaft (ELLENBERG 1985) kommt in der Verdrängung zahlreicher Arten des nährstoffarmen Flügels der Feuchtwiesen (*Pedicularis palustris*, *Potentilla palustris*, *Agrostis canina*, *Menyanthes trifoliata*) durch Nährstoffzeiger (*Alopecurus pratensis*, *Ranunculus ficaria*, *Taraxacum officinale* agg.) deutlich zum Ausdruck.

Bei einer genaueren Betrachtung der Rückgangsursachen der Calthion-Kennarten (Abb.1) fällt auf, daß diese in sehr unterschiedlichem Ausmaß von Veränderungen in Wassergreiskrautwiesen betroffen sind. Einerseits wird der Gesamtrückgang einer Art zwischen 20 u. 40 % durch Brache, bzw. zwischen 5 u. 30% durch Intensivierung der Nutzung (Düngung, Entwässerung, Erhöhung der Schnittfrequenz) also der Umwandlung in Fragmentgesellschaften und Flutrasen bestimmt, andererseits zeigen sich auch deutliche Veränderungen in der Zusammensetzung der heute noch existierenden Wassergreiskrautwiesen. Vor allem die als Kennart der Wassergreiskrautwiesen genannte *Bromus racemosus* ist heute auf den Untersuchungsflächen in den noch vorhandenen Wassergreiskrautwiesen nicht mehr anzutreffen. Die Traubentrespe war 1964 noch in jeder fünften Wassergreiskrautwiese anzutreffen. ROSENTHAL & MÜLLER (1988) fanden die Traubentrespe nicht mehr, da die von LENSKI (1953) dokumentierten Wassergreiskrautwiesen im Godenstedter Gebiet überhaupt nicht mehr anzutreffen waren. 1993 konnte die Art trotz gezielter und mehrfacher Nachsuche auch im anschließenden Bereich der Talaue bis Bremervörde nicht mehr nachgewiesen werden.

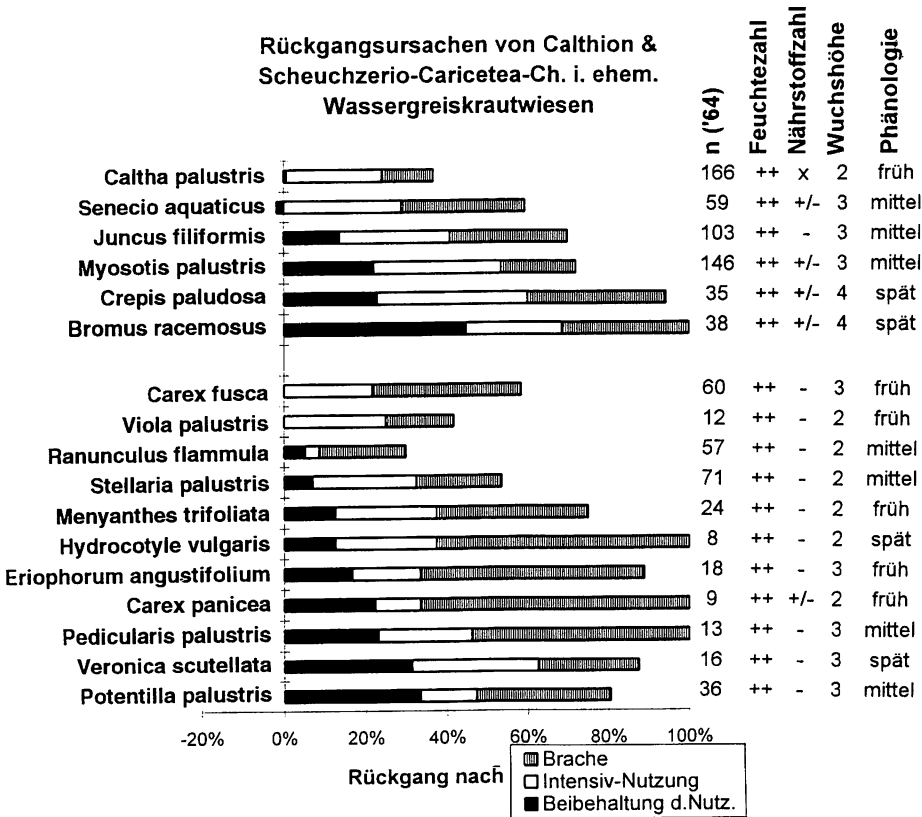


Abb. 1: Veränderungen und Rückgangsursachen der Calthion- und Scheuchzerio-Caricetea-Kennarten auf Flächen, wo 1964 Wassergreiskrautwiesen aufzufinden waren (Gesamtrückgang einer Art in % der ursprüngl. Häufigkeit aufgeteilt in Rückgang der Art nach: -Brachfallen, -Intensivierung: Umwandlung in Flutrasen o. Rumpfgesellschaften, -Beibehaltung der Nutzung als Wassergreiskrautwiese; geordnet nach Rückgang in Wassergreiskrautwiesen; N=184 Aufn., n: Häufigkeit der Art 1964).

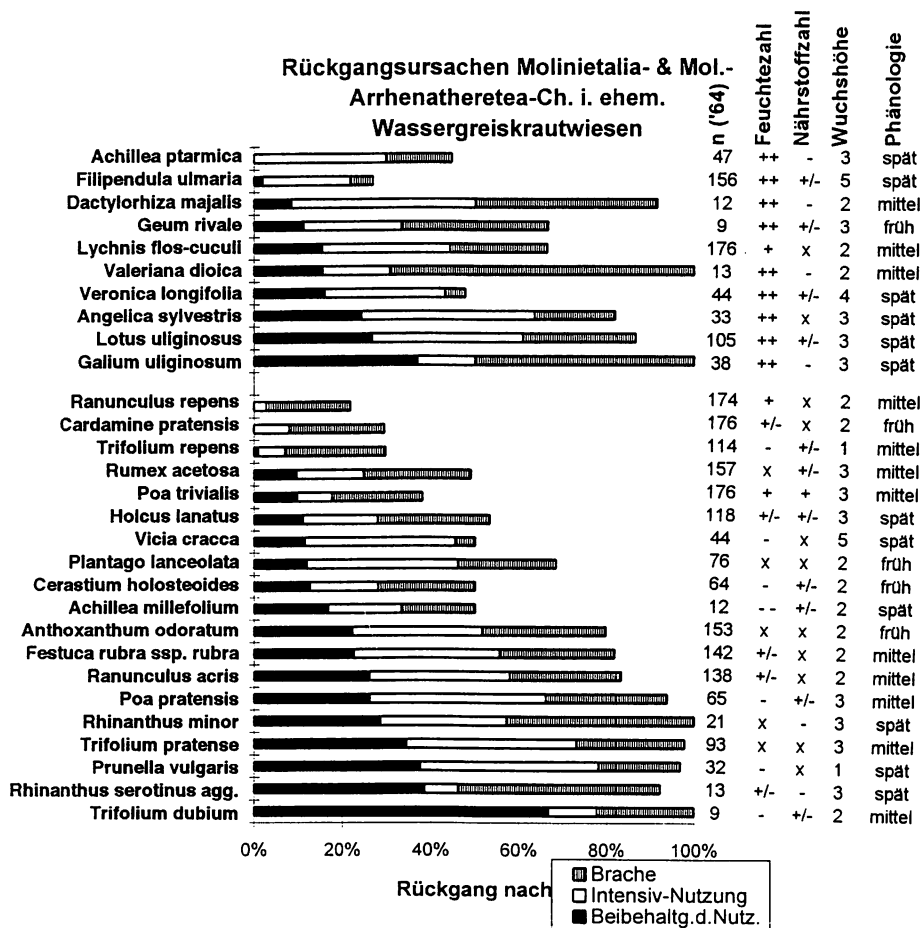


Abb. 2: Veränderungen und Rückgangsursachen der Molinieta- und Molinio-Arrhenatheretea-Kennarten auf Flächen, wo 1964 Wassergreiskrautwiesen aufzufinden waren (Gesamtrückgang einer Art in % der ursprüngl. Häufigkeit aufgeteilt in Rückgang der Art nach: -Brachfallen, -Intensivierung: Umwandlung in Flutrasen o. Rumpfgesellschaften, -Beibehaltung der Nutzung als Wassergreiskrautwiese; geordnet nach Rückgang in Wassergreiskrautwiesen; N=184 Aufn., n: Häufigkeit der Art 1964).

Arten, die hohe Feuchtigkeit tolerieren und nur bei geringerer Nährstoffversorgung beige- mischt sind (Scheuchzerio-Caricetea-Arten, Abb. 1) z.B. *Potentilla palustris*, *Veronica scutel- lata*, *Pedicularis palustris*, sind in Wassergreiskrautwiesen deutlich seltener aufzufinden. Betrachtet man den Rückgang der Molinieta-Ordnungskennarten (Abb. 2) zeigen sich ähnliche Verhältnisse: *Galium uliginosum* und *Lotus uliginosus* gehen in Wassergreiskrautwiesen besonders stark zurück. Von den Molinio-Arrhenatheretea-Klassenkennarten (Abb. 2) zeigen insbesondere die niedrigwüchsigen oder spät blühenden Arten, z.B. *Trifolium dubium* & *T.*

pratense, *Prunella vulgaris*, *Rhinanthus serotinus* & *R. minor*, *Festuca rubra*, *Anthoxanthum odoratum* und *Ranunculus acris*, einen starken Rückgang in den noch vorhandenen Wassergreiskrautwiesen. Ausgebreitet (Abb. 3) haben sich in Wassergreiskrautwiesen hingegen höherwüchsige verbrachtungstolerante Arten (*Phalaris arundinacea*, *Lysimachia vulgaris*). Nährstoffzeiger (*Taraxacum officinale*, *Ranunculus ficaria* und *Alopecurus pratensis*) und Arten der Flutrasen bzw. wechselfeuchter Standorte (*Rorippa sylvestris*, *Juncus effusus*, *Rumex crispus*) waren 1993 ebenfalls häufiger anzutreffen als 1964.

Abs. Zunahme von Arten in heutigen Wassergreiskrautwiesen

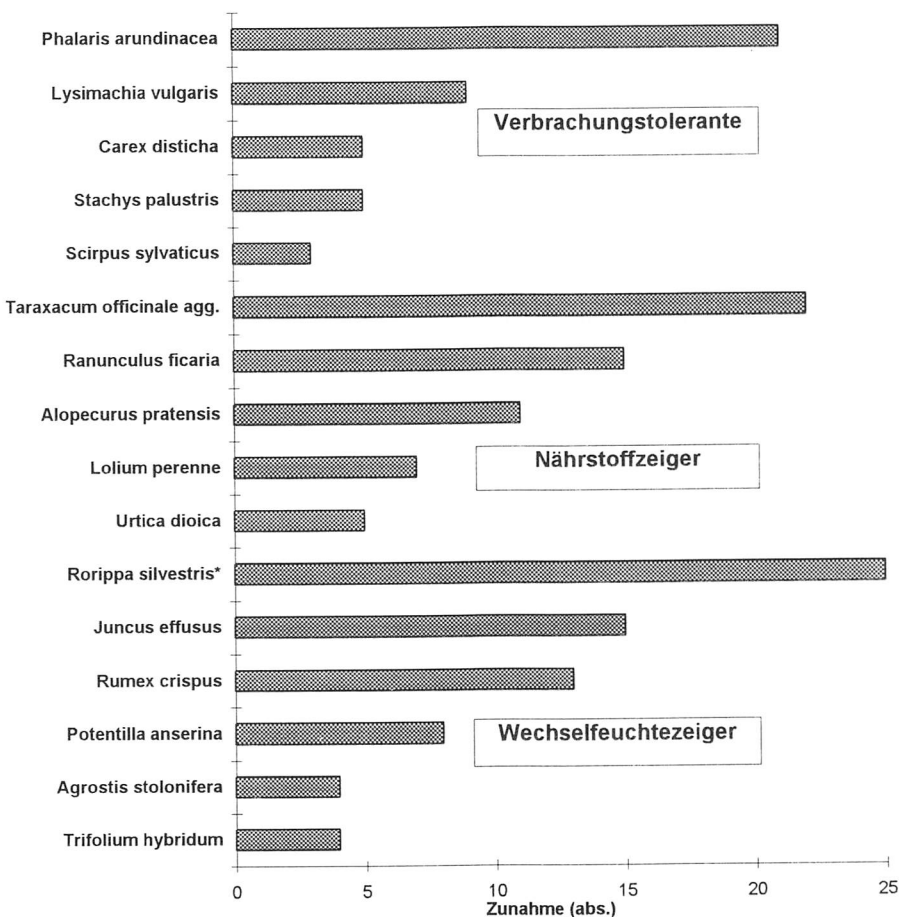


Abb. 3: Arten, die sich in den Wassergreiskrautwiesen ausgebreitet haben, also auf Standorten vorkommen, die in beiden Jahren, 1964 und 1993, als Wassergreiskrautwiese anzusprechen waren (N= 69 Aufn., *: incl. MEISELS Angaben zu *R. islandica*).

4. Diskussion

Auf zwei Betrachtungsebenen soll im folgenden der Ursachen der Veränderungen der Artenzusammensetzung nachgegangen werden: 1. Veränderungen des Standortes. 2. Wandel der Artenzusammensetzung, des ökologischen Verhaltens der Arten und ihrer Wechselbeziehungen. Sie sind der unmittelbaren Wirkung der Standortfaktoren ausgesetzt, hier setzen die Veränderungen unmittelbar an.

Die Rückgangsursachen sind in weiten Bereichen leicht nachvollziehbar und bereits von anderen Autoren aufgezeigt worden (MEISEL & HÜBSCHMANN 1975, GANZERT & PFADENHAUER 1988, ROSENTHAL & MÜLLER 1988). Brache hat drastische Veränderungen der Bestandesstruktur und des Mikroklimas (GISI & OERTLI 1981) zur Folge. In einem Modell haben MÜLLER et al. (1992) die Prozesse und Mechanismen zusammengefaßt und dabei die Bedeutung wichtiger Eigenschaften dominanter Brachearten betont. In den höherwüchsigen Beständen, die zudem eine hohe Streuauflage ausbilden, verschwinden viele mahdtolerante Arten der Molinio-Arrhenatheretea, da sie weder in der Lage sind, die Streu im Frühjahr zu durchwachsen, noch in den produktiven hochwüchsigen Brachebeständen um Licht erfolgreich zu konkurrieren. Im Ausgangsbestand der meso- eutrophen Naßwiesen spärlich vorhandene hochwüchsige Rhizomarten sind dabei nach dem Prinzip der „initial floristic composition“ (EGLER 1954) auch deshalb bevorzugt, weil sie (neben den genannten Eigenschaften) nicht erst einwandern oder sich als Keimling behaupten müssen. Die Geschwindigkeit initialer Bracheprozesse ist dabei oft unterschätzt worden. ROSENTHAL (1992a,b) und HEIL (1995) machen demgegenüber deutlich, daß persistente Hochstaudenfluren oder Röhrichte innerhalb weniger Jahre nach Nutzungsaufgabe entstehen.

Zu ähnlichen Ergebnissen gelangten auch UCHTMANN & ROSENTHAL (1996), denen zufolge unter diesen Bedingungen auch die Etablierung von späteren Sukzessionsarten (z.B. *Alnus glutinosa*) auf unbestimmte Zeit ausgesetzt ist. Eigene Beobachtungen in den eutrophen Ostebrachen zeigen allerdings, ebenso wie die langjährigen Studien in süddeutschen Grünlandbrachen (SCHREIBER 1993, 1995), daß häufig unbeobachtete oder außergewöhnliche Ereignisse (zoogene Störungen, klimatische Einflüsse) Voraussetzungen für einen unerwarteten Dominanzwechsel bieten. Ob dieser realisiert wird, hängt vom Zusammentreffen günstiger Etablierungsbedingungen und der Präsenz von Diasporen (Samen, vegetative Erneuerungsgorgane) ab.

Bei der Intensivierung der Nutzung werden durch Entwässerung und Düngung wüchsige Arten wie der Wiesenfuchsschwanz und die Nährstoffzeiger gefördert, während Nährstoffmangel und hohe Wasserstände tolerierende Arten verringerte Existenzmöglichkeiten finden, wie nachfolgend für einige Kennarten der Wassergreiskrautwiesen zu zeigen ist.

4.1. Ursachen des Rückgangs einzelner Arten

Senecio aquaticus und *Bromus racemosus*

Die beiden als Kennarten des Bromo-Senecionetums genannten Arten (vgl. POTT 1995) zeigen eine unterschiedliche Entwicklung (Abb.1). Beide Arten sind im selben Maße vom Rückgang der Feuchtwiesen im mittleren Ostetal betroffen, *Bromus racemosus* ist darüber hinaus heute aber auch in den erhaltenen Wassergreiskrautwiesen nicht mehr anzutreffen, während *Senecio aquaticus* noch mit ähnlich hohen Stetigkeiten wie 1964 in den verbliebenen Wassergreiskrautwiesen auftritt.

Die Ursache dieses Phänomen ist mit dem ökologischen Verhalten von *Bromus racemosus* zu erklären: Zum einen besiedelt *Bromus racemosus* nicht das gesamte Spektrum der Wasser-

greiskrautwiesen (ELLENBERG 1986). Betrachtet man die Aufnahmen von MEISEL (1977), so hat die Traubentrespe ihren Schwerpunkt in einigen selteneren Ausbildungen. Hochstet (mit 80-100%) ist die Art nur in der trockenen mageren Ausbildung (Var. v. *Luzula campestris* d. Subass. v. *Bromus mollis*). Einen zweiten Schwerpunkt hat die Traubentrespe in Ausbildungen, die zu den Flutrasen überleiten (*Alopecurus geniculatus*-Fazies der Subass.-Grp. v. *Carex fusca*). MEISEL (1969) gibt den Schwerpunkt der Art in feuchten Mähweiden an, in denen Calthion-Kennarten insgesamt zurücktreten. Die erstgenannten trockeneren Ausbildungen der Wassergreiskrautwiese sind heute jedoch nur noch sehr selten anzutreffen. Es existierten im mittleren Ostetal 1993 noch zahlreiche Wassergreiskrautwiesen, in denen *Bromus racemosus* noch 1964 anzutreffen war, heute aber im Gegensatz zu *Senecio aquaticus* fehlt. Ursache ist nach unserer Beobachtung die Vorverlegung der ersten Mahd. Heute werden die meisten Wiesen des mittleren Ostetals im Zeitraum zwischen Mitte und Ende Mai gemäht. *Bromus racemosus* gehört zu den im Gebiet ca. Mitte bis Ende Juni d.h. relativ spät blühenden und fruchtenden Arten.

Durch die Veränderungen der Nutzung, die Ablösung der Heumahd zugunsten einer Silagenutzung wird *Bromus racemosus* wegen der aufrechten Wuchsform und der fehlenden vegetativen Erneuerung vom ersten Schnitt empfindlich getroffen. Die annuelle Traubentrespe vermag, vorzeitig gemäht, nicht wieder auszutreiben. *Senecio aquaticus* treibt dagegen aus der vom Schnitt nicht betroffenen bodennahen Blattrosette neue Blütentriebe. Die typische Blühphase von *Senecio aquaticus* ist die Zeit zwischen dem ersten und dem zweiten Schnitt (ROSENTHAL 1992a), die Fruchtbildung ist vor dem zweiten Schnitt abgeschlossen.

Im Gegensatz zu *Senecio aquaticus* sind die Samen von *Bromus racemosus* kurzlebig (transiente Samenbank: GALL 1995). Nach unseren Beobachtungen ist der letzte Wuchsort der Traubentrespe im Untersuchungsgebiet, wo LÜTKE 1991 noch 25-50% Deckung notierte, einer kurzen Brachephase (3 Jahre) zum Opfer gefallen. Weder in der Brachephase noch nach der Wiederaufnahme der Bewirtschaftung und der damit verbundenen Störung des Bestandes konnte *Bromus racemosus* beobachtet werden. Die als Samen kurzlebigen Therophyten der Feuchtwiesen sind also auf eine regelmäßige Störung ihrer Wuchsorte durch die Mahd angewiesen, da nur so Populationsentwicklung und Regeneration gewährleistet wird. Wenn Wassergreiskrautwiesen als landwirtschaftliche Grenzertragsstandorte betrachtet und dementsprechend genutzt werden, koinzidieren die Ansprüche der Art, die sich aus ihrem Lebenszyklus ergeben, nicht mehr mit dem Standort, d.h. dem Nutzungsrhythmus, und die Art verschwindet.

Die Dominanzverhältnisse dieser auf eine periodische Reproduktion angewiesenen Arten lassen dabei auf bestimmte ökologische Verhältnisse schließen: Hohe Deckungen dieser Arten lassen sich nur durch eine ausreichende Anzahl von Regenerationsmöglichkeiten erklären. Dies kann entweder durch eine geringe Standort-Produktivität, mithin längerfristig bestehende Lücken nach Störungen, oder durch eine erhöhte Störfrequenz geschehen, wie sie in den von MEISEL (1969) beschriebenen *Bromus racemosus*-reichen Feuchtwiesen gegeben ist.

Crepis paludosa, *Valeriana dioica*, *Angelica sylvestris*, *Geum rivale*

Geum rivale, *Valeriana dioica* und *Crepis paludosa* sind ausgesprochene Basenzeiger (OBERDORFER 1990, ELLENBERG et al. 1991); *Angelica sylvestris* verhält sich im Untersuchungsgebiet ähnlich. Die Arten befinden sich also in den im Gegensatz zur basenreichen Ausprägung der Feuchtwiesen (z.B. Angeli-co-Cirsietum oleracei) basenärmeren Wassergreiskrautwiesen (LENSKI 1953, MEISEL 1969) am Rande ihrer Möglichkeiten. Kommt es durch eine bessere Stickstoffverfügbarkeit zur Förderung konkurrenzkräftigerer Arten mit erhöhtem Stickstoffaufnahmevermögen, dann werden die Basenzeiger zurückgedrängt. Der ausgeprägte Rückgang von *Crepis paludosa* und *Angelica sylvestris* in den Wassergreiskrautwiesen wird zu-

sätzlich durch einen frühen ersten Mahdtermin mitverursacht, da die spät blühenden Arten nicht mehr zur Fruchtreife gelangen. Der geringfügigere Rückgang der frühblühenden Bach-Nelkenwurz, *Geum rivale*, in Wassergreiskrautwiesen ist somit verständlich, da sie nicht von dieser Terminverschiebung betroffen wird.

Galium uliginosum und Arten der Scheuchzerio-Caricetea

Das Moor-Labkraut (*Galium uliginosum*) ist als Spreizklimmer zumindest potentiell für die Besiedlung der höherwüchsigen Bestände geeignet. Es zählt zu den spät blühenden Arten, die durch die früher erfolgende Mahd auf den Standorten, wo sie potentiell vorkommen könnte, nicht mehr zur Fruchtreife gelangt. *Galium uliginosum* ist somit heute im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich im Bereich geräumter oder nur zeitweilig genutzter Grabenränder zu finden, wo die Art noch zeitweilig zum Fruchten bzw. zur Erneuerung gelangt.

Das vollständige Verschwinden von *Galium uliginosum* in den Wassergreiskrautwiesen hat zudem ähnliche Gründe wie der Rückgang zahlreicher Scheuchzerio-Caricetea-Arten in den Wassergreiskrautwiesen. Arten nährstoffarmer, dauerfeuchter Böden gehen hier fast durchgängig zurück (z.B. *Carex panicea*, *Veronica scutellata*, *Potentilla palustris*, *Pedicularis palustris*: s.a. ROSENTHAL & FINK i. diesem Bd.). Da die kleinseggenreichen Wiesen im Gebiet weiterhin gemäht werden, die Arten also nicht infolge biogener Nährstoffakkumulation wie in Brachen (MÜLLER et al. 1992) verschwunden sind, kann dies als Indiz für die schleichende Eutrophierung der Landschaft (ELLENBERG 1985) gewertet werden.

Cardamine pratensis

Das Wiesenschaumkraut zeigt ein ähnliches Verhalten wie *Senecio aquaticus*. Der Rückgang der Art ist nur auf die Umwandlung der Standorte in intensiv genutzte Rumpfgesellschaften und Flutrasen bzw. auf das Brachfallen der Standorte zurückzuführen. In Wassergreiskrautwiesen ist die Art heute noch genau so häufig wie 1964 anzutreffen. *Cardamine pratensis* weist eine ähnliche Wuchsform wie das Wassergreiskraut auf, ist aber aufgrund seines frühen Blüh- bzw. Fruchtzeitpunktes noch weniger durch den 1. Schnitt gefährdet als *Senecio aquaticus*. *Cardamine pratensis* ist dementsprechend in Wassergreiskrautwiesen heute noch genauso häufig wie 1964 anzutreffen.

Festuca rubra und *Anthoxanthum odoratum*

Festuca rubra und *Anthoxanthum odoratum* sind zwei in Wassergreiskrautwiesen ehemals recht häufig anzutreffende Arten (1964: 77% bzw. 80% Stet.). Ihr Rückgang ist erstaunlich ausgeprägt; heute fehlen die Arten an 82% bzw. 80% der ehemaligen Standorte (Abb.2). Sowohl in Brachen als auch in intensiv genutzten Flächen (Flutrasen, Fragmentgesellschaften) verschwinden beide Arten. Sie sind überraschenderweise auch in den Wassergreiskrautwiesen heute wesentlich seltener anzutreffen. Bei beiden Arten handelt es sich um niedrigwüchsige Gräser, bei denen 32% bzw. 35% des Rückganges durch Veränderungen in Wassergreiskrautwiesen bedingt ist. Die Ausbreitung von Obergräsern infolge der festgestellten Verbrachungstendenz oder durch Düngung (Abb.3) führt zur Verdrängung dieser Arten. Der mit der Förderung sich früh entwickelnder Obergräser (*Alopecurus pratensis*) mögliche Frühschnitt drängt *Anthoxanthum odoratum* ebenfalls zurück (KLAPP & v. BOBERFELD 1990). Eine Entwässerung der Wuchsorte scheidet als Ursache des Rückganges aus, da beide Arten in trockene-

nen Ausprägungen der Wassergreiskrautwiese den Schwerpunkt ihres Vorkommens besitzen und dadurch gefördert werden müßten. *Anthoxanthum odoratum* und *Festuca rubra* sind somit in den Wassergreiskrautwiesen des Untersuchungsgebietes Indikatoren für eine niedrigwüchsige, weil nährstoffärmere, regelmäßig gemähte Wassergreiskrautwiese.

Rhinanthus serotinus und *Rhinanthus minor*

Die beiden Klappertopfsarten haben gravierende Bestandsverluste im Feuchtgrünland des mittleren Ostetals zu verzeichnen. Nach HOBRECHT (1990) fruchtet der Große Klappertopfs (*Rhinanthus serotinus* ssp. *vernalis*) im Bremer Raum frühestens Mitte Juni, also bezogen auf die heutige Bewirtschaftung des Grünlandes zu spät. Die Art tritt zudem gern in ungedüngten Mähweiden auf, ihre Etablierung ist also auf Störungen und Lücken in der Vegetation ange-

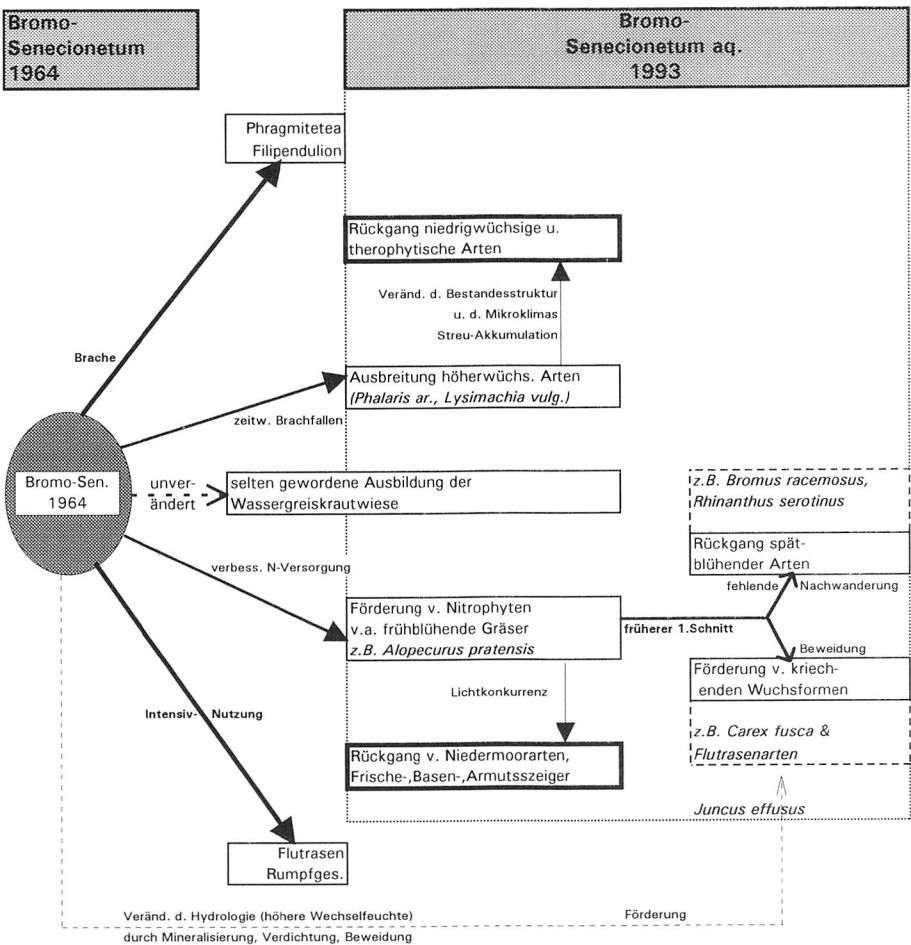


Abb. 4: Ursachen und Veränderungen der Artenzusammensetzung v. Wassergreiskrautwiesen.

wiesen. Die hemiparasitische Lebensweise ermöglicht den Arten ein breiteres Spektrum an Lebens- (v.a. Nährstoff-) Bedingungen zu tolerieren, da sie, von anderen Arten versorgt, in ihrem Wachstum nicht durch das eigene Aufnahmevermögen für Nährstoffe aus der Bodenlösung begrenzt werden.

Das Auftreten von spät blühenden Arten wie *Rhinanthus serotinus*, *Bromus racemosus*, *Briza media*, *Achillea millefolium*, *Lotus uliginosus*, *Centaurea jacea* ist somit im Untersuchungsraum auch Beleg für extensiv (spät) genutzte (nutzbare) Ausbildungen der Wassergreiskrautwiesen (s. Abb. 4).

4.2. Die Wassergreiskrautwiesen des mittleren Ostetals als dynamischer mehrdimensionaler Raum

Die erwähnten Veränderungen in der Artenzusammensetzung sind anschauliches Indiz, wie fein Pflanzengemeinschaften bei einer Betrachtung auf der Artebene auf kaum wahrnehmbare Nutzungsmodifizierungen zu reagieren vermögen (ELLENBERG 1956). Es überrascht daher nicht, daß in den letzten Jahren individualistisch orientierte Konzepte zur Beschreibung und Feingliederung von Pflanzengemeinschaften wieder aufgegriffen wurden. Ein mehrdimensionales Gliederungssystem, das MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ (1981) vorgestellt hatten, nahm PEPLER (1992) zur Untergliederung der Borstgrasrasen Westdeutschlands auf, während BRUELHEIDE (1995) anhand der Grünlandgesellschaften des Harzes dessen methodische Möglichkeiten ausführlich diskutiert. Die Vegetation wird dabei als mehrdimensional-variables Gebilde angesehen (DIERSCHKE 1994:304). Im Gegensatz zum eindimensional-linearen Aufbau kann man hiermit der Variabilität der beschriebenen Gesellschaften besser gerecht werden. Die Ursachen der Variabilität werden in Teilkomponenten aufgelöst. Durch „freie Kombination“ (PEPLER) verschiedener Einheiten und Artengruppen werden die floristischen Abänderungen der Assoziation je nach horizontaler, vertikaler, lokal-standörtlicher, dynamischer und anthropogener Variabilität beschrieben. Am Beispiel lokal-dynamischer Variabilität läßt sich leicht erkennen, daß die konsequente Anwendung dieser Methode einerseits schnell unübersichtlich werden kann (DIERSCHKE 1994). Für die Analyse überschaubarer Sukzessionszusammenhänge mag sie andererseits die Möglichkeit bieten, die dynamisch-ökologische Variabilität durch den Blick auf die unmittelbar beteiligten Arten zu interpretieren.

Diese Herangehensweise bietet, indem sie der pflanzensoziologischen Gliederung bis zur Assoziation, dem Bromo-Senecionetum, folgt, einerseits den Vorteil der „qualitative exactness“ (ELLENBERG zit. in GRUBB 1989), entspricht mithin der Forderung nach gut zu kennzeichnenden Einheiten als Orientierungspunkten. Darüber hinaus ermöglicht „ein bewegliches Nebeneinander vielseitig gekennzeichnete aber nicht scharf abgrenzbarer Artengruppen der wechselvollen Natur der Pflanzengemeinschaften“ (ELLENBERG 1956) eher gerecht zu werden. Pflanzengemeinschaften sind keine Organismen, die man lediglich als Ganzheiten behandeln kann, sondern umweltabhängige Kombinationen von Pflanzenarten, wobei Arten zu ökologischen Gruppen zusammengefaßt werden können. Diese ökologischen Gruppen stellen Baustein-Typen dar, die an dem Aufbau der Pflanzengemeinschaft wesentlich beteiligt sind (ELLENBERG 1956).

In einer Pflanzengemeinschaft koexistieren, wie auch ROSENTHAL (1992b) zu Recht betont, Pflanzenarten mit unterschiedlichen Qualitäten, d.h. mit unterschiedlicher Lebens- und Wuchsform, Reproduktion, physiologischen Eigenschaften und verschiedener Reaktionsfähigkeit. Je nach den vorherrschenden Standortbedingungen gewinnt die eine oder andere dieser Eigenschaften besondere Bedeutung im Wettbewerb um Ressourcen oder unter limitierenden Faktoren (z.B. Mahd). Formale Klammer bei der Zusammenfassung der Arten zu ökologischen Artengruppen sind nach ELLENBERG die „ähnlichen Wuchsformen und Standortan-

sprüche“. Da das ökologische Verhalten einer Art nicht nur von der eigenen Konstitution, sondern auch von derjenigen ihrer jeweiligen Konkurrenten abhängt, heißt das, daß bei wechselnden Konkurrenten das ökologische Verhalten der betreffenden Art sehr verschieden sein kann. Die mehrdimensionale Betrachtungsweise gibt also die Vielzahl möglicher Reaktionen des Bestandes auf äußere Einflüsse wieder, die sich aus der Mehrzahl unterschiedlicher Reaktionsmöglichkeiten der beteiligten Arten ergibt.

Unausgesprochen impliziert der mehrdimensionale Ansatz also eine individualistische Betrachtungsweise, die das ökologische Verhalten der Art(en) und ihre Wechselbeziehungen innerhalb einer Pflanzengemeinschaft berücksichtigt. Er besitzt damit den Vorteil einer präzise faßbaren empirischen Grundlage, nämlich die Kenntnis morphologischer und physiologischer Eigenschaften der Arten, ihrer Interaktionen sowie die Kenntnis der Reaktion der Arten auf Umwelteinflüsse (z.B. Mahd, Nässe, Nährstoffmangel). Vor diesem Hintergrund mag es problematisch erscheinen, Artengruppen Eigenschaften zuzuordnen, weil damit unterschiedliche Arten, also unterschiedliche Reaktionsmöglichkeiten, vereinheitlicht werden. Auf diesen abstrakten Charakter ökologischer Gruppen wies schon ELLENBERG (1956) mit der Bemerkung hin, daß „es keine einzige Art gibt, die einer anderen in ökologischer Hinsicht völlig gleiche“. Zwar können als Abstraktion Arten ähnlicher ökologischer Konstitution zu ökologischen Gruppen (ELLENBERG 1952, 1956, 1986) zusammengefaßt werden, streng genommen agieren aber nicht Gruppen von Arten, sondern Individuen und Populationen der beteiligten Arten.

Mehrdimensional variable Systeme leisten durch die Zusammenfassung von Arten zu Artengruppen eine notwendige und nachvollziehbare Zusammenfassung des ökologischen Verhaltens der einzelnen Arten. Die freie Kombination von Arten(gruppen) eröffnet zugleich die Möglichkeit, den Wandel exakter zu dokumentieren und mit fortschreitender Kenntnis des ökologisch-interaktiven Verhaltens der beteiligten Arten auf diesem Wege einen tieferen Einblick in kausale Mechanismen des Zustandekommens und der Veränderung von Pflanzengemeinschaften zu erhalten. Ein mehrdimensionales System ist nach unserer Auffassung daher neben einem Ordnungssystem (DIERSCHKE 1994) auch eine Methode vegetationsökologischer Spurensuche.

Der Lebensraum Wassergreiskrautwiese wurde in historischer Zeit, wie MEISEL 1964 vor der Nutzungsänderung dokumentierte, von zahlreichen ökologischen Artengruppen bzw. Arten genutzt (s. Abb. 5). Aus den dauerfeuchten oligotrophen Kleinseggenzwischenmooren und Sumpfrasen (Scheuchzerio-Caricetea) dringen Arten weit in den Bereich der im Sommer stärker abtrocknenden meso-eutrophen Wassergreiskrautwiesen vor. Hier können sie auf den mageren nassen Standorten Existenzmöglichkeiten finden, sofern ihr Lebenszyklus mit dem Mahdrhythmus zumindest zeitweilig korrespondiert, weil durch die Mahd potentielle, aber schnittempfindlichere Konkurrenten eingeschränkt werden.

Etwas ähnliches gilt für die Arten der Röhrichte (Phragmitetea), die ebenfalls in den Bereich der Wassergreiskrautwiesen vordringen. Wenn sie in der Lage sind, sich nach dem Schnitt zu regenerieren, gelingt es diesen Arten, sich trotz der Mahd auf diesen Standorten zu halten. Sofern ihre Produktion die Verluste überwiegt, z.B. nach dem Ausfall der Nutzung, kommt es zur Ausbreitung dieser in der Regel über ein Rhizom und damit die Möglichkeit zu interner Nährstoffverlagerung verfügenden Arten (ROSENTHAL 1992a, SCHREIBER 1995). Durch eine Erhöhung der Nutzungsintensität lassen sich diese Arten wieder zurückdrängen (MÜLLER et al. 1992).

Arten trockenerer Wirtschaftswiesen (einige Molinio-Arrhenatheretea-Kennarten) treten in den Naßwiesen (Bromo-Senecionetum) auf, obwohl sie nur geringe Anpassungen an erhöhte Feuchtebedingungen aufweisen. Sie können in trockeneren Zeiten im Jahresverlauf oder in trockenen Jahren ihre besonders empfindliche Keimungs- und Etablierungsphase durchlaufen. Arten wie *Rhinanthus minor* & *serotinus*, *Prunella vulgaris*, *Trifolium dubium* & *pratense*, *Festuca rubra*, *Anthoxanthum odoratum*, *Vicia cracca*, *Achillea millefolium* und *Plantago lan-*

ceolata sind hier zu nennen, und werden, je nachdem wie weit sie in den feuchten Bereich vordringen, dazu benutzt, trockenere Ausbildungen der Wassergreiskrautwiesen auszuweisen. Das graduelle Eindringen von Arrhenatheretalia-Arten wird auch von LENSKI (1953) ausführlich erläutert.

In den basenarmen Wassergreiskrautwiesen (MEISEL 1969) treten stellenweise Arten basenreicherer Pflanzengemeinschaften der Molinietalia oder des Alno-Ulmion auf. Diese Arten (*Geum rivale*, *Valeriana dioica*, *Crepis paludosa* und *Angelica sylvestris*) finden sich in Wassergreiskrautwiesen nur in genutzten Beständen geringer Produktivität, wo lokal basenreicheres Grundwasser zur Verfügung steht (im Untersuchungsgebiet v.a. im Raum Minstedt bis Bremervörde).

Das Zentrum und die Abgrenzung des ökologischen Raumes Wassergreiskrautwiese liefert die namensgebende (Charakter-)Art *Senecio aquaticus* (LENSKI 1953), bei etwas weiterer Fassung der Wassergreiskrautwiesen (MEISEL 1969, 1977) auch die Verbandskennarten *Caltha palustris*, *Myosotis palustris*, *Crepis paludosa*, *Carex disticha* und *Scirpus sylvaticus* (auf quelligen Standorten) greifen vom Calthion in ungenutzte Röhrichte (Phragmitetea) über. *Juncus filiformis* tritt sowohl in den Scheuchzerio-Caricetea (Pediculari-Juncetum filiformis PRSG.1952) als auch im Calthion (*Juncus filiformis*-Ges.) auf (POTT 1995). In Wassergreiskrautwiesen ist sie mit hoher Stetigkeit anzutreffen (LÜTKE 1992, HENGSTENBERG 1992). *Bromus racemosus* besiedelt, wie bereits erläutert wurde, nur einen kleineren Ausschnitt der Wassergreiskrautwiesen.

Überschnitten der Artengruppen sind möglich und bereits von LENSKI (1953) sehr anschaulich dokumentiert worden, der Durchdringungen von Scheuchzerio-Caricetea- mit Arrhenatheretalia-Arten in seinem Aufnahmемaterial belegt und plausibel erklärt hat. Sie veranschaulichen damit den variablen, nicht starren Charakter ökologischer Artengruppen.

Die jeweilige Kombination von ökologischen Gruppen stellt ein recht einfaches Mittel dar, die Pflanzengemeinschaft zu charakterisieren. Somit ergibt sich gewissermaßen ein ökologischer Steckbrief der Pflanzengemeinschaft (ELLENBERG 1956). Abbildung 5 stellt die Wassergreiskrautwiese als ein aus zahlreichen ökologischen Gruppen zusammengesetztes Gebilde dar. Zur Darstellung der Mehrdimensionalität wurde bei der Bildung der Artengruppen das gemeinsame soziologische Verhalten (z.B. Phragmitetea) als Reaktionsnorm verwendet. Gleichzeitig werden Artengruppen durch wesentliche Eigenschaften konstituiert, z.B. durch erhöhtes Nährstoffaufnahmevermögen (Nitrophyten). Jede dieser Artengruppen besitzt also eine ihr eigene Kombination von Eigenschaften und Standortansprüchen. Treten Veränderungen der Standortfaktoren in Richtung dieser Gradienten auf, so können die betreffenden Arten ihren Anteil in der Feuchtwiese bis zur Dominanz erhöhen. Durch die Vielzahl der in Wassergreiskrautwiesen auftretenden ökologischen Artengruppen (Arten!) wird die Wassergreiskrautwiese zu einem multivariaten Gebilde, in dem die Bestandteile auf geringe Veränderungen der Faktorenkonstellation in erstaunlich feiner Weise reagieren, und damit, sofern die Eigenschaften und das ökologische Verhalten der einzelnen Arten unter wechselnden Bedingungen bekannt sind, Hinweise auf die Ursache der Veränderung liefern. Verringert sich beispielsweise die Bewirtschaftungsintensität, so dringen die Arten der Phragmitetea bzw. des Filipendulion stark vor, Arten der Molinio-Arrhenatheretea werden hingegen zurückgedrängt. In Jahren, in denen ausgeprägte Wechsel zwischen langandauernder Feuchtigkeit und ausgeprägten Trockenphasen herrschen, dringen Arten der Flutrasen in die Wassergreiskrautwiese ein und Arten der Niedermoore gehen zurück. Mit steigender Nährstoffverfügbarkeit nehmen nitrophile Arten breiten Raum in der Wassergreiskrautwiese ein. Die Vegetation wird so zu einem variierenden Kontinuum ohne räumliche Grenzen (ELLENBERG 1956).

Arten, die in den Wassergreiskrautwiesen des mittleren Ostetals auftreten, sind Ausdruck des Zusammenwirkens mehrerer ökologischer Möglichkeiten und Einschränkungen (LENSKI 1953, MEISEL 1977, ELLENBERG 1986, ROSENTHAL 1992a, SCHRAUTZER & WIEBE 1993):

Restriktionen sind in der Regel durch zweimalige Mahd, eingeschränktes Nährstoffangebot, langanhaltende Feuchtigkeit im Winter wie Frühjahr, und wechselnde Feuchtigkeit im Sommer gegeben. Geprägt sind die Naßwiesen (Bromo-Senecionetum aquatici) des mittleren Ostetals zudem durch stark variierende Einflüsse: Frühjahrüberschwemmungen unterschiedlicher Intensität und Dauer treten auf, trockene Jahre wechseln mit nassen Jahren ab, unterschiedliche Mahdintervalle wechseln sich je nach Produktivität mit verschiedenen langen Aufwuchsperioden ab. Diese (zeitliche) Heterogenität der Umweltbedingungen schafft einen dynamischen Lebensraum, der nicht nur von Einschränkungen geprägt wird, sondern andererseits zeitweilig auch Möglichkeiten für Arten bietet und somit ein Angebot darstellt. Schwankende Umweltbedingungen schaffen also die Möglichkeit der Koexistenz für Arten, die die Schwankungen der Umwelt (evtl. auch als Diaspore) überleben können.

Arten, denen dauerhaft die Synchronizität mit den innerhalb eines Jahres schwankenden Umweltbedingungen (z.B. Mahdrhythmus) fehlt, verschwinden (so z.B. die spätblühenden Arten: *Bromus racemosus*, *Rhinanthus serotinus*, *Galium uliginosum*). Umgekehrt zeigen *Ranunculus ficaria* und *Ranunculus auricomus*, daß als Gegenstück zur Synchronizität die zeitliche Komplementarität der Arten wesentlich für die Koexistenz von Arten in Feuchtwiesen ist: Arten können denselben Lebensraum gemeinsam nutzen, wenn ihr Lebenszyklus komplementär verläuft, sich also im Jahresverlauf nur wenig überschneidet. Das Auftreten von Frühjahrsgeophyten oder vorsommergrünen Hemikryptophyten der Laubwälder in Feuchtwiesen und Brachen, z.B. von *Anemone nemorosa*, *Ranunculus ficaria* und *Ranunculus auricomus* veranschaulicht diese zeitliche Staffelung: Die Arten nutzen in Brachen und Wiesen das zeitige Frühjahr, bevor sich wüchsiger Dominante (z.B. *Alopecurus pratensis*, *Filipendula ulmaria*) entwickeln. Eigene Untersuchungen (unveröff.) zeigen, daß erhöhte Nährstoffverfügbarkeit Komplementarität begünstigt, da frühblühende Arten in kürzerer Zeit (vor dem Vegetations-schluß der Hochstauden) ausreichend Biomasse bilden können. Die Komplementarität stellt somit einen wesentlichen Mechanismus der Koexistenz dar.

Es fällt schwer, die Veränderungen der Wassergreiskrautwiesen auf einen einzelnen Faktor zurückzuführen. Eine Kennart, *Bromus racemosus*, ist heute verschwunden, die andere Kennart (*Senecio aquaticus*) ist heute in Wassergreiskrautwiesen geringfügig häufiger anzutreffen. Nässezeiger nehmen ab, Frischezeiger aber auch, so daß eine monokausale Erklärung (Entwässerung, Eutrophierung, früherer erster Mahdtermin) nicht befriedigen würde. Zu vielfältig sind die Eigenschaften der in den Wassergreiskrautwiesen zurückgehenden Arten. Ein Blick auf die Veränderungen der Artenzusammensetzung läßt sich folgendermaßen beschreiben: Die Möglichkeiten der Koexistenz verschiedener Lebensformen sind verringert worden. Das Verschwinden der Basenzeiger und von *Bromus racemosus* liefern anschauliche Beispiele hierfür: Die Basenzeiger verschwinden, weil mit der Nährstoffzugabe wettbewerbskräftigere Arten ihnen die Existenzmöglichkeiten nehmen. *Bromus racemosus* verschwindet, weil der Zeitraum bis zur 1. Mahd zu kurz für die Ausbildung von Diasporen ist. Die sich öffnende Schere zwischen geringerer Bewirtschaftungsintensität, d.h. Verbrachtungstendenzen in Teilen des Untersuchungsgebietes und einer erhöhten Bewirtschaftungsintensität der heutigen Wassergreiskrautwiesen führt dazu, daß zum einen höherwüchsige verbrachtungstolerante Arten wie v.a. *Phalaris arundinacea* und *Lysimachia vulgaris*, Rhizompflanzen mit der Möglichkeit zu interner Nährstoffverlagerung, heute in Wassergreiskrautwiesen größeren Raum einnehmen. Zum anderen werden Arten, die auf eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit hinweisen, wie v.a. *Taraxacum officinale*, *Ranunculus ficaria*, *Alopecurus pratensis*, *Lolium perenne* und *Urtica dioica* gefördert, während stickstoffautotrophe Leguminosen wie *Lotus uliginosus*, *Trifolium pratense* und *Trifolium dubium* fast verschwunden sind (vgl. KLAPP 1971). Ebenfalls auf eine erhöhte Bewirtschaftungsintensität der verbliebenen Wassergreiskrautwiesen deuten die Wechselfeuchtezeiger *Rorippa sylvestris*, *Juncus effusus*, *Rumex crispus*, *Agrostis stolonifera* und *Trifolium hybridum* hin. Der heute häufigere Einsatz schwerer Maschinen bzw. häufigeres Walzen

(Verdichtung) dürfte diese Arten gefördert haben. Die bodennah-kriechende Lebensformen einiger dieser Arten werden zudem von einer früheren 1. Mahd, also einer erhöhten Bewirtschaftungsintensität, weniger stark erfaßt. Arten, die in Wassergreiskrautwiesen an der Grenze ihrer Existenzmöglichkeiten stehen (z.B. *Crepis paludosa*, *Briza media*, *Trifolium dubium*), verschwinden schon bei geringen Veränderungen des Nährstoff- bzw. Wasserhaushaltes oder der Nutzung. Aufgrund der nach wie vor stark wechselnden Lebensbedingungen und der ebenfalls nach wie vor vorhandenen Störungen bieten die Feuchtwiesen aber auch weiterhin Existenzmöglichkeiten für zahlreiche Arten. Diese Möglichkeiten werden jedoch heute von anderen Arten als noch vor 30 Jahren genutzt. Arten der Phragmitetea, der Flutrasen und Nitrophyten finden sich heute in Wassergreiskrautwiesen, wo MEISEL 1964 noch Arten oligotropher Standorte der Niedermoore oder der Borstgrasrasen fand. Die ehemals in Nordwestdeutsch-

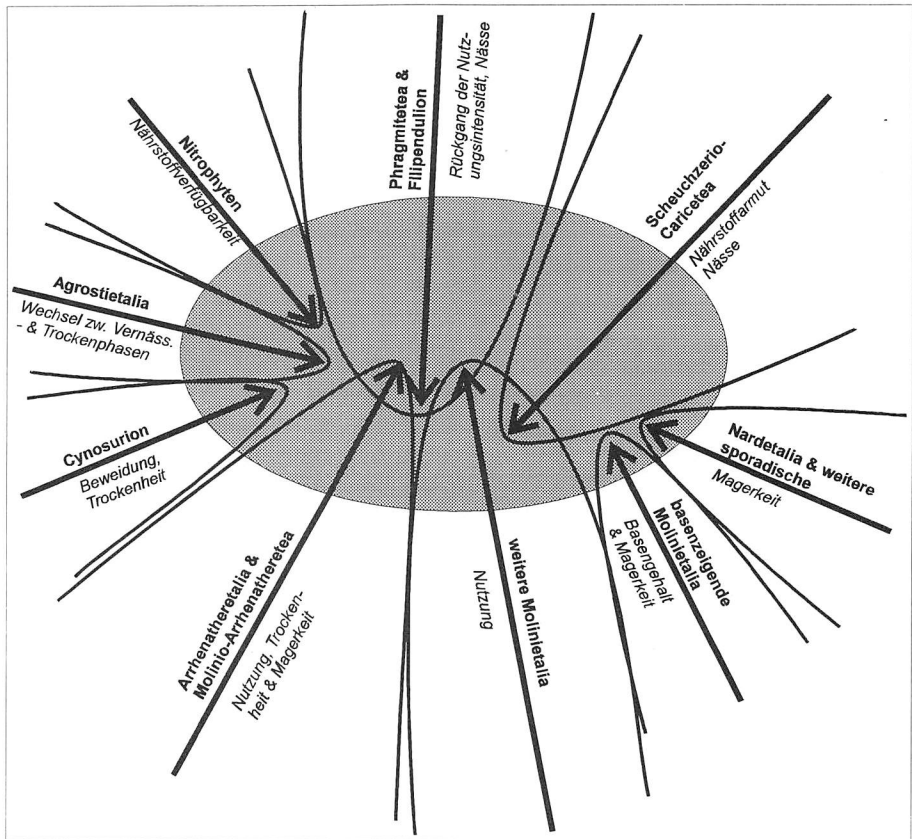


Abb. 5: Die Pflanzengemeinschaft der Wassergreiskrautwiese als Ergebnis der Interaktion ökologischer Artengruppen (Grau Bromo-Senecionetum, kursiv in Pfeilrichtung: einige wesentliche ökologische Gradienten längs deren die Artengruppen in die Wassergreiskrautwiese eindringen, Arten der Übersicht wegen nach soziologischen Kriterien zu Artengruppen zusammengefaßt und vereinfacht: z.B. Phragmitetea: *Carex gracilis*, *Phalaris arundinacea*; Agrostietalia: *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera*, Cynosurion: *Phleum pratense*, *Cynosurus cristatus*, weitere Molinietales: *Lychnis flos-cuculi*, *Lotus uliginosus* usw.).

land weitverbreitete Wassergreiskrautwiese ist heute vielfach bis zur Unkenntlichkeit nitrifiziert (POTT 1995).

Mit zunehmender Intensität der Bewirtschaftung verwischen [physiko-chemische] Einflüsse des Standortes auf das Artengefüge (ELLENBERG 1952). Als vitale Lebensäußerungen können Dominanzänderungen durch die Kenntnis der physiologischen und morphologischen Konstitutionsmerkmale „sehr fein“ und frühzeitig Hinweise auf schleichende Veränderungen innerhalb einer Pflanzengemeinschaft geben. Erkenntnisse aus der experimentellen Sukzessionsforschung (z.B. ROSENTHAL 1992a, HELLBERG 1995, SCHREIBER 1995) und die in den letzten Jahren in den Blickpunkt gerückte Populationsökologie (SCHMID & STÖCKLIN 1991, URBANSKA 1992) erweitern die Aussagefähigkeit der mehrdimensionalen Analyse. Sie ermöglichen, in höherem Maße individuelle, floristisch-strukturelle „Verhaltensstrategien einzelner Arten hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Gemeinschaft“ zu interpretieren (PFADENHAUER 1992).

Bei der Suche nach Korrelationen zwischen physiko-chemischen Standort- und Vegetations-Parametern stellen mehrdimensionale Ansätze die entscheidende Ergänzung zur Aufdeckung auch latenter Umweltveränderungen dar, da sie („largely neglected“) biotische Prozesse innerhalb der Pflanzengemeinschaft einbeziehen und hierbei die Bedeutung von „biotic forces in determining the distribution and abundance of species ...involving competitive interactions between species“ (HARPER 1983) für das Zustandekommen einer bestimmten Artenkombination im Vordergrund steht.

Herrn Prof. Dr. Hermann Cordes danken wir für die nachhaltige Förderung der vielfältigen Untersuchungen an der mittleren Oste, ebenso für die Nachsicht angesichts der expandierenden experimentellen Ansätze (Lysimeter) im Biologischen Garten der Universität. Den Mitgliedern des Feuchtwiesen-Arbeitskreises Dr. Gert Rosenthal, Dr. Frank Hellberg, Heiko Uchtmann, Markus Hengstenberg, Gabriele Lienkamp, Tobias Lütke und Michael Leder sei für intensive, anregende Diskussionen gedankt. Stephanie Fink und Susanne Lutz möchten wir für Hinweise zum Rückgang einzelner Arten danken. Marlies Rückmann und Werner Vogel danken wir für freundliche technische Assistenz. Herrn Prof. Dr. K. Meisel und der Bundesanstalt für Naturschutz in Bonn verdanken wir die Überlassung des sehr detailliert dokumentierten Materials.

5. Literaturverzeichnis

- BERNING, A., STELZIG, V., VOGEL, A. (1987): Nutzungsbedingte Vegetationsveränderungen an der mittleren Ems. -In: SCHUBERT, R., HILBIG, W. (Hrsg.): Ber. Int. Symp. IVV, Halle: 98-109.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. -Springer, Wien, New York.
- BRUELHEIDE, H. (1995): Die Grünlandgesellschaften des Harzes und ihre Standortbedingungen. -Diss. Bot. **244**, Berlin, Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. -Ulmer, Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. & WITTIG, B. (1991): Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwestdeutschland) -Veränderungen in 25 Jahren (1963-1988).- *Tuexenia* **11**: 171-190.
- EGLER, E.F. (1954): Vegetation science concepts: 1. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. -*Vegetatio* **4**: 412-417.
- ELLENBERG, H. (1952): Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. -Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. -Ulmer, Stuttgart.

- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. -Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. jun. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. -Schweiz. Z. Forstwesen **136**: 19-39.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. -Scripta Geobotanica (Göttingen) **18**.
- FRESE, E. (1994): Wandel des Feuchtgrünlandes im mittleren Ostetal: Ein vegetationsökologischer Vergleich 1964-1993. -Unveröff. Diplomarbeit, Universität Bremen.
- GALL, M. (1995): Untersuchungen zur Überstauungstoleranz ausgewählter Grünlandarten. -Unveröff. Diplomarbeit, Fachbereich Biologie/ Chemie, Universität Osnabrück.
- GANZERT, Ch. & PFADENHAUER, J. (1988): Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. -Schriftenr. Naturschutz u. Landespfl. in Nieders. **16**: 1-64.
- GARVE, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. -Inform. d. Naturschutz Nds. **1/93**: 1-37.
- GARVE, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. -Schriftenr. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen **30/1-2**, Hannover.
- GISI, U. & OERTLI, J.J. (1981): Oekologische Entwicklung im Brachland verglichen mit Kulturland IV. Veränderungen im Mikroklima. -Acta Oecol./Oecol.Plant. **2** (16): 233-249.
- GRUBB, P.J. (1989): Toward a more exact ecology: a personal view of the issues. -In: GRUBB, P.J., WHITTAKER, J.B. (eds.): Toward a more exact ecology. 3-29. Blackwell-Oxford.
- HARPER, J.L. (1983): A Darwinian plant ecology. -In: BENDALL, D.S. (ed): Evolution from molecules to men: 325-345. Cambridge University Press, Cambridge.
- HEIL, M. (1995): Differenzierungen und Dynamik in der Grünlandvegetation des Hafenlohrhals (Spessart): Nutzung als dominierender Standortsfaktor. Tüxenia **15**: 295-327.
- HELLBERG, F. (1995): Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung. -Diss. Bot **243**, Berlin, Stuttgart.
- HENGSTENBERG, M. (1992): Die Feuchtgrünlandgesellschaften des mittleren Ostetals. -unveröffl. Diplomarbeit, Universität Bremen.
- HOBRECHT, K (1990): Zur Ökologie v. *Rhinanthus serotinus* unter besonderer Berücksichtigung der Neuansiedlung in der Wesermarsch/Niedervieland bei Bremen. -Unveröff. Diplomarbeit, Westfälische-Wilhelms-Universität Münster.
- KLAPP, E. (1971): Wiesen und Weiden. -Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- KLAPP, E., v. BOBERFELD, W.O. (1990): Taschenbuch d. Gräser. -Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- KÖLBEL, A., DIERSSEN, K. GRELL, H., VOSS, K. (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünlandvegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes. -Kieler Notizen **20** (2): 67-89.
- LEDER, M. (1993): Populationsökologische Untersuchungen in ausgewählten Feuchtgrünlandbrachen des mittl. Ostetals. -unveröffl. Diplomarbeit, Universität Bremen.
- LENSKI, H. (1953): Grünlanduntersuchungen im mittleren Ostetal. -Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F. **4**: 26-58.
- LIENKAMP, G. (1994): Grundwasseruntersuchungen ausgewählter Grünlandbestände des mittleren Ostetals. -unveröffl. Diplomarbeit, Universität Bremen.
- LÜTKE, T. (1992): Vegetationsmosaik in Feuchtgrünlandbeständen des mittleren Ostetals. -unveröffl. Diplomarbeit, Universität Bremen.
- MATUSKIEWICZ, W. & MATUSKIEWICZ, A. (1981): Das Prinzip der mehrdimensionalen Gliederung der Vegetationseinheiten, erläutert am Beispiel der Eichen-Hainbuchenwälder in Polen. -In: DIERSCHKE, H. (Red.): Syntaxonomie. Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1980: 123-148, Vaduz.

- MEISEL, K. (1967): Erläuterungen zu den Vegetationsaufnahmen und Wasserstufenkarten des Ostetals zwischen Bremervörde und Eitze sowie des unteren Bevertals. -unveröfftl. Gutachten d. Bundesanstalt f. Vegetationskde., Naturschutz und Landschaftspflege, Bonn, Bad Godesberg.
- MEISEL, K. (1969): Zur Gliederung und Ökologie der Wiesen im nordwestdeutschen Flachland. -Schr.Reihe f. Vegetationskde. **4**: 23-48.
- MEISEL, K. (1977): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einzelne wesentliche Nutzungsansprüche. -Schriftenr. f. Vegetationskde. **11**.
- MEISEL, K., & HÜBSCHMANN, A. (1975): Zum Rückgang von Naß- und Feuchtbiotopen im Emstal. -Natur u. Landschaft **50**(2): 33-38.
- MEISEL, K., & HÜBSCHMANN, A. (1976): Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngster Zeit. -Schr.Reihe f. Vegetationskde. **10**: 109-124.
- MÜLLER, J., ROSENTHAL, G., UCHTMANN, H. (1992): Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. -Tuexenia **12**: 223-244.
- OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. -Ulmer, Stuttgart.
- PEPPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (Nardetalia) Westdeutschlands. -Diss. Bot. **193**, Berlin, Stuttgart.
- PFADENHAUER, J. (1993): Vegetationsökologie: ein Skriptum. -IHW, Eching.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. -Ulmer, Stuttgart.
- ROSENTHAL, G. (1992a): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen -Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. -Diss. Bot. **182**, Berlin, Stuttgart.
- ROSENTHAL, G. (1992b): Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtgrünland. -NNA-Berichte **4**: 27-36.
- ROSENTHAL, G. & MÜLLER, J. (1988): Wandel der Grünlandvegetation im mittl. Ostetal- Ein Vergleich 1952- 1987. Tuexenia **8**: 79-99.
- SCHMID, B. & STÖCKLIN, J. (1991): Populationsbiologie der Pflanzen. -Birkhäuser Verlag, Basel.
- SCHOLLE, D. & SCHRAUTZER, J. (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schl. Holsteins. -Z. Ökologie und Naturschutz. **2**: 87-98.
- SCHRAUTZER, J. & WIEBE, C. (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. -Phytocoenologica **22** (1): 105-144.
- SCHREIBER, K.F. (1993): Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. Phytocoenologia **23**: 539-560.
- SCHREIBER, K.F (1995): Sukzessionsdynamik - Die Entstehung von Gehölzen und Krautschichten in den 20-jährigen ungestörten Sukzessionsparzellen der Bracheversuche Hepsisau und St.Johann in Baden-Württemberg. Nürtinger Hochschulschriften **13**: 139-163.
- UCHTMANN, H. (1994): Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt ausgewählter Feuchtgrünland- und Brachebestände im mittl. Ostetal. -unveröfftl. Diplomarbeit, Universität Bremen.
- UCHTMANN, H. & ROSENTHAL, G. (1996): Vegetations- und standörtliche Untersuchungen in Feuchtwiesenbrachen. Bremer Beitr. Naturkde.u.Natursch. **1**: 143-150.
- URBANSKA, K.M. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen. -G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- WEBER, H.E. (1983): Vegetation der Haaren-Niederung am Westrand der Stadt Oldenburg - Ein Beitrag zur Problematik brachgefallener Feuchtwiesen. -Drosera **83** (2): 87-116.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Biol. Eike Frese
Dr. Josef Müller
Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie
Abteilung Geobotanik und Naturschutz
Fachbereich 2, Universität Bremen
Postfach 330440
28334 Bremen

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [43](#)

Autor(en)/Author(s): Frese Eike, Müller Josef

Artikel/Article: [Floristische Veränderungen in Wassergreiskrautwiesen des mittleren Ostetals: Ein mehrdimensional-dynamischer Erklärungsansatz 449-470](#)