

The electronic publication

**Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher
Feuchtgrünlandbrachen**

(Müller et al. 1992)

has been archived at <http://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/> (repository of University Library Frankfurt, Germany).

Please include its persistent identifier <urn:nbn:de:hebis:30:3-413307> whenever you cite this electronic publication.

Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen

– Josef Müller, Gert Rosenthal, Heiko Uchtmann –

Zusammenfassung

Nach Nutzungsaufgabe ehemals artenreicher Feuchtwiesen (*Senecioni-Brometum racemosi*) der Talauen entwickelten sich artenarme Hochstaudenfluren. Das qualitative Ausmaß der Veränderungen konnte am Beispiel des mittleren Ostetals durch den Vergleich genauer Vegetationskarten und Dauerquadrataufnahmen analysiert werden. Der drastische Artenzahlrückgang ist verbunden mit der Dominanz weniger, hochwüchsiger Arten. *Phalaridetum*, *Glycerietum*, *Filipendula*- und *Convolvuletalia*-Gesellschaften sind auch noch nach 30 Jahren Brache Folgegesellschaften des *Senecioni-Brometum*. Aufgrund ihrer Konstitutionsmerkmale (Nährstoffakkumulation, Phytomasseproduktion und Fähigkeit, mit kräftigen Rhizomausläufern hohe Streuauflagen zu durchwachsen) sind *Filipendula*, *Glyceria* oder *Phalaris* in der Lage, in allen Ausbildungen der Sumpfdotterblumen-Wassergreiskrautwiesen schnell die Vorherrschaft zu gewinnen. Standorttypische Gehölze benachbarter *Alno-Ulmion*-Gesellschaften konnten sich infolge starker Beschattung noch nicht etablieren.

Nach Wiederaufnahme der Nutzung ist bereits in den ersten 3 Jahren ein gravierender Ertragsrückgang festzustellen. In den nicht gedüngten Mädesüß-, Wasserschwaden- und Rohrglanzgras- Brachen wird bei zweimaliger Mahd bereits nach 3 Jahren eine erfolgsversprechende Restitution artenreicher Sumpfdotterblumenwiesen eingeleitet: viele Kennarten charakterisieren den rapiden Anstieg der Artenzahl. Die Reversibilität der Bracheentwicklung kann mit einer schnellen „biologischen Aushagerung“ der naturnahen (nicht meliorierten) Brachestandorte erklärt werden.

Abstract

Species-rich meadows (*Calthion* communities) of the Oste valley in northwestern Germany (mowed twice a year) developed into stands of reeds and tall forbs (such as *Filipendula ulmaria*, *Glyceria maxima*, *Phalaris arundinacea* and *Urtica dioica*) with low species diversity when the management was abandoned. Changes in species composition and dominance, as well as a marked decline in the species diversity per plot are distinct. The change from marsh-marigold meadows (*Senecioni-Brometum*) to tall grass-reeds and/or tall forb communities proceeds rapidly: The expansion of some of the component species of the "initial floristic composition" occurred in the first years after abandonment. Dominant populations of the taller species inhibit succession both shortly after abandonment and over the long run. The major constraint on succession is shade: from the dominant plant species themselves as well as from a dense litter layer. These stands become slowly enriched, because environmental inputs are stored in the living plant material. Over a period of 3–5 years, a re-establishment of a mowing routine results in a rapid reduction of aboveground biomass, combined with a rapid increase in species richness. Decreases in available resources due to interruption of internal translocation inhibit the growth of the formerly dominant plant species. As result species of the *Senecioni-Brometum* meadows are able to become established. The ability to grow with fewer resources and the removal of the aboveground biomass (2x/year, fulfilling a demand for light) favour coexistence.

The regeneration experiment has already been quite successful. Management costs may be reduced for some years by restricting the mowing frequency, without an ultimate loss in species diversity.

1. Einleitung

Der Wandel des Grünlandes ist in den letzten Jahren eindringlich vor Augen geführt worden. Die tiefgreifenden Veränderungen der vergangenen 40 Jahre betrafen vor allem artenreiche, ehemals extensiv genutzte Naßwiesen, die durch Melioration, Düngung, erhöhte Schnitthäufigkeit und Überweidung verarmten und heute eintönig von wenigen Lebensgemeinschaften geprägt werden (MEISEL & HÜBSCHMANN 1976, ELLENBERG 1989, BÖTTCHER & SCHLÜTER 1989, KÖLBEL et al. 1990, SCHLÜTER et al. 1990, DIERSCHKE & WITTIG

1991). GANZERT & PFADENHAUER (1988) stellten einen sehr starken Rückgang des *Senecioni-Brometum* am Dämmer fest, 1947 dort noch die verbreitetste Pflanzengesellschaft. Die Flächenverluste aller artenreichen Feuchwiesen-Gesellschaften in NW-Deutschland seit den 50er Jahren beziffert MEISEL (1979) auf 70–90%.

Die letzten verbliebenen Sumpfdotterblumenwiesen (*Senecioni-Brometum* Tx. et Prsg. 1951) drohen mit einem neuen Strukturwandel der Landwirtschaft, nach Brachfallen der nassen Grenzertragsstandorte, vollends zu verschwinden. Wie WOLF et al. (1984) in aufgelassenen Feuchwiesen des Westerwaldes zeigen konnten, gelangen bei Brache konkurrenzkräftige Gräser und Hochstauden zur Vorherrschaft und überwachsen die kleinwüchsigen Wiesenarten. Beobachtungen in nordwestdeutschen Sumpfdotterblumenwiesen bestätigen diesen Trend. Neben Mädesüß-Beständen sind es verschiedene Gesellschaften des *Phragmition* und *Magnocaricion*, die aus brachliegenden *Senecioni-Brometum*-Ausbildungen entstehen können (ELLENBERG 1986, ROSENTHAL & MÜLLER 1988, KÖLBEL et al. 1989).

Während intensivierete „Monokultur-Wiesen“ nur schwer und z.T. nur auf längere Sicht zu artenreicheren Pflanzengemeinschaften zurückverwandelt werden können (SCHIEFER 1984, SCHREIBER & SCHIEFER 1985, PFADENHAUER et al. 1987, BAKKER 1989), besteht über den Prozeß der Verbrachung und seine Reversibilität in Abhängigkeit vom Standort und der Brachedauer noch wenig Klarheit. Besonders Fragen der Geschwindigkeit von Bracheentwicklung und der Ausbreitung konkurrenzkräftiger, artenarmer Dominanzbestände sind im Zusammenhang mit beabsichtigten Pflegemaßnahmen bei der Regeneration von Feuchwiesen für Naturschutzbelange interessant. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen konnte auf frühere Untersuchungen im mittleren Ostetal (LENSKI 1953) zurückgegriffen werden, bei deren Wiederholung die detaillierten Vegetationskarten und -aufnahmen eine wesentliche Hilfe waren, um räumlich-zeitliche Veränderungen exakt dokumentieren zu können (ROSENTHAL & MÜLLER 1988).

Zusammen mit einigen Vergleichsflächen der näheren Bremer Umgebung boten sie Gelegenheit, sowohl den Einfluß unterschiedlicher Brachedauer zu analysieren als auch den Entwicklungsverlauf in verschiedenen, standörtlich bedingten Ausprägungen des *Senecioni-Brometum* zu verfolgen.

Schließlich soll in einem ersten Ansatz die schon WOLF et al. (1984) bewegende Frage beleuchtet werden, ob nach 30 Jahren Brache jene ausdauernden Hochstauden- und Gräserbestände wieder in Wassergreiskrautwiesen zurückverwandelt werden können. Dabei können nach wenigen Jahren nur erste Tendenzen aufgezeigt werden, die gleichwohl im Rahmen der Extensivierung von Feuchtgrünland von Bedeutung sind, da gerade die Regenerationsfähigkeit ehemaliger Grünlandgesellschaften mit vertretbarem Pflege- und Zeitaufwand für praktische Naturschutzarbeit ein entscheidendes Kriterium ist.

2. Untersuchungsgebiete und Methoden

Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung lag auf den bereits von LENSKI (1953) vegetationskundlich beschriebenen Grünlandflächen (chemals hauptsächlich *Senecioni-Brometum*) des mittleren Ostetals. Für die ausführliche Darstellung des Untersuchungsgebietes, der Landnutzung und Hydrologie sei auf ROSENTHAL & MÜLLER (1988) verwiesen. Landschaftsprägend war bis in die Mitte dieses Jahrhunderts, bis zur Einführung der Mineraldüngung, ein heute völlig verwaistes Verfahren der künstlichen Wiesenberieselung mit Oste-wasser („Rieselwiesen“, KLAPP 1971). Dadurch hoffte man, die düngende Wirkung natürlicher Überflutungen zu steigern. Gleichzeitig erlaubten die Rieselgräben, überschüssiges Hangdruckwasser aus der nahen Geest abzuleiten oder, während trockener Witterungsperioden, eine ausreichende Bodenbefeuchtung sicherzustellen.

Mit der Aufgabe des unterhaltungsaufwendigen Berieselungssystems verlandeten die Rieselgräben, so daß viele Flächen abtrockneten. Einige von Hangdruckwasser beeinflusste Flächen sind jedoch auch heute noch sehr naß und ohne Melioration mit schweren Maschinen nicht zu befahren. Intensivierungsmaßnahmen galten daher eher den angrenzenden Acker-

flächen der Geest und weniger den nassen Talauen, so daß in den letzten Jahren im mittleren Ostetal viele Grünlandflächen brachgelegt wurden. Einige der von LENSKI noch als zweischürige Wiesen der *Bromus racemosus-Senecio aquaticus*-Assoziation beschriebene Vegetationseinheiten werden aus diesem Grunde seit Beginn der 60er Jahre nicht mehr genutzt (= *Senecioi-Brometum* Tx. et Prsg. 1951 ex Lenski 1953; oder: *Bromo-Senecionetum aquatici* Lenski 1953 im UV *Callthemon palustris*, vgl. DIERSCHKE 1990). Auf sie beschränkte sich diese Arbeit, ergänzt durch Beobachtungen von anderen, jüngeren Dauerbeobachtungsflächen bei Bremen: im Wümmetal, auf Geesthangstandorten des Weyerberges und der Wesermünder Geest (ROSENTHAL 1992a).

Die im Jahre 1952 durchgeführten Vegetationskartierungen wurden zwischen 1987 und 1991 wiederholt. Die in ROSENTHAL & MÜLLER (1988) genannten Arbeiten wurden in den letzten Jahren um populationsökologische Untersuchungen zur Sukzessionsgeschwindigkeit, zum Verhalten dominanter Bestandesbilder und zuletzt um Untersuchungen zum Nährstoff- und Wasserhaushalt der verschiedenen Grünlandgesellschaften der Oste-Aue ergänzt. Die Analyse der bodenkundlichen Parameter (u.a. pH, Nt, pflanzenverfügbares P, K, Ca, sowie C-Gehalte) folgt SCHLICHTING & BLUME (1966), die N-Mineralisationsbestimmung GERLACH (1973). Die Grundwassermessungen wurden wöchentlich durchgeführt (vgl. EGLOFF & NAEF 1982).

Die hier vorgestellten Untersuchungen sind Teil einer umfangreicheren Arbeit (MÜLLER & ROSENTHAL in Vorber.), zu der seit 1989 auch Regenerationsflächen in einer der Langzeit-Brachflächen gehören; hier wurden 3 Probeflächen von 25 qm im Herbst 1988 wieder in Nutzung genommen und seitdem jährlich 2x gemäht (Juni/ September mit Abtransport des Mähgutes).

Die Dominanzschätzung folgte weitgehend LONDO (1975); für die Tabellenauswertung wurde diese aus Vergleichsgründen in die Braun-Blanquet-Skala transformiert. Die Nomenklatur folgt im wesentlichen OBERDORFER 1990, in einigen Fällen EHRENDORFER 1973.

3. Zeitliche und räumliche Veränderungen bei Brache

Verglichen wurde zu diesem Zwecke die von LENSKI im Jahre 1952 angefertigte Vegetationskarte mit jener von 1987–91 (Abb. 1). Auf den ersten Blick zeigt der durch Tab. 1 belegte Vergleich der beiden Vegetationskarten auch für Brache den bereits von DIERSCHKE & WITTIG (1991) für Intensivgrünland veranschaulichten flächenhaften Wandel. Auf dem Uferwall breitete sich der Stieleichen-Auenwald (DIERSCHKE 1969) ausgehend von einem bereits 1952 verbuschten Teil über fast den gesamten Bereich des ehemaligen *Arrhenatheretum* aus. Demgegenüber gelang es Gehölzarten, bis auf einige Erlen (*Alnus glutinosa*) auf ehemaligem Grabenaushub, erstaunlicherweise nicht, in der ca. 1,5 ha großen brachliegenden Wassergreiskrautwiese während der letzten 30 Jahre Fuß zu fassen. Aufkommende Keimlinge vermochten in keinem Falle den dichten Bestand von Hochgräsern und Kräutern zu überwachsen. Trotz Samenzufuhr aus benachbarten Auengehölzen (*Alno-Ulmion*) wurde vor allem die Jungpflanzenentwicklung nach sporadisch erfolgter Keimung von den Brachebeständen unterdrückt, so daß die Jungpflanzen mit 10–20 cm Wuchshöhe abstarben.

Betrachten wir im folgenden die verschiedenen Ausbildungen des *Senecioi-Brometum* aus dem Jahre 1952, so fällt auf, daß die charakteristische, schon von LENSKI (1953) beschriebene, danach von MEISEL (1977) und ELLENBERG (1986) bestätigte Untergliederung der Wassergreiskrautwiesen (Abb. 1) klar zum Ausdruck kommt. In erster Linie folgt die Vegetationszonierung dabei einem Nässe- und Nährstoffgradienten: auf trockeneren und ärmeren Geestrandbereichen die Subassoziaton von *Trifolium dubium*, auf ausgesprochen wechselfeuchten Sand- und Humusböden im Osteüberschwemmungsbereich die Typische Subassoziaton, die an den tiefsten Stellen der Aue von der *Phalaris*-Subassoziaton abgelöst wird. Letztere vermag längere Überflutungen bis in den März/ April hinein zu tolerieren. Auf Niedermoor im Hangwasserbereich, wo LENSKI zu Recht eine geringere Grundwasseramplitude als in den anderen Subassoziatonen vermutete, zeigt Abb. 1 die Subassoziaton von *Carex fusca*. An den

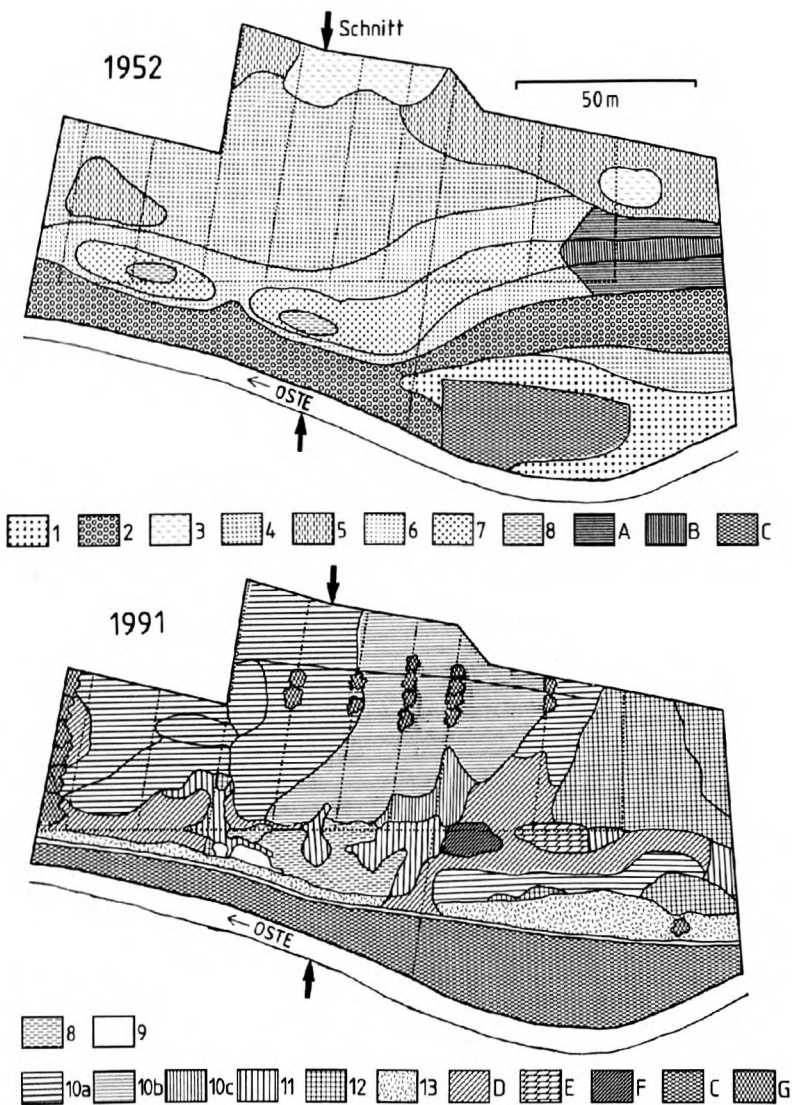


Abb. 1: Vegetationskarten der Untersuchungsfläche aus den Jahren 1952 (bei zweimaliger Mahd/Jahr) und 1991 (nach 30 Jahren Brache); vergleiche Belegtable (Tab. 1)

Fig. 1: Vegetation maps of the investigation area from the years 1952 (mowed twice/year) and 1991 after 30 years of abandonment (see tab. 1)

- 1 *Arrhenatheretum elatioris*,
Subass. v. *Briza media*
- 2 *Arrhenatheretum elatioris*,
Subass. v. *Lychnis flos-cuculi*
- 3 *Senecioni-Brometum rac.*,
Subass. v. *Trifolium dubium*
- 4 *Senecioni-Brometum rac.*,
Subass. v. *Carex fusca*
- 5 *Senecioni-Brometum rac.*, Subass.,
Var. v. *Comarum palustre*
- 6 *Senecioni-Brometum rac.*, Typische Subass.
- 7 *Senecioni-Brometum rac.*,
Subass. v. *Phalaris arundinacea*
- 8 *Caricetum gracilis*

- 9 *Glycerietum maximae*
- 10a *Filipendula ulmaria*-Ges.,
Ausbild. m. *Glyceria maxima*
- 10b *Filipendula ulmaria*-Ges.,
Ausbild. m. *Scirpus sylvaticus*

- 10c *Filipendula ulmaria*-Ges.,
Ausbild. m. *Phalaris arundinacea*
- 11 *Phalaridetum arundinacea*
- 12 *Phalaris-Urtica*-Gesellschaft
- 13 *Convolvuletalia*-Gesellschaft

Mischbestände der *Comarum*-Variante (1952):

- A mit Typ. Subass.
- B mit *Phalaris*-Subass.

Mischbestände des *Phalaridetum* (1991):

- D mit *Filipendula*-Gesell.
- E mit *Glycerietum maximae*
- F mit *Caricetum gracilis*.

Gehölze:

- C Eichenauenwald auf Uferwall
- G Erlengruppen

Tab. 1 : Übersicht über Feuchtwiesen des Ostetals aus dem Jahre 1952 (Lenski 1953) und ihre Folgegesellschaften nach 30 Jahren Brache (Wiederholungsaufnahmen 1987-1991); Bezeichnung der Pflanzengesellschaften s. Abb. 1

tab. 1: Synopsis of wet meadow communities in the Oste valley from 1952 (from Lenski 1953) and their successional stages after 30 years of abandonment (repeated stocktaking 1987-1991); Plant communities see fig. 1

Pflanzengesellschaft	Mähd 2x/Jahr bis 1960													Brache seit 1960																											
	Arrhenatheretum		Senecioni-Brometum racemosum																																						
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36					
Laufende Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36					
Artenzahl	29	26	23	35	38	43	33	31	42	36	39	28	32	30	26	27	26	20	9	6	10	8	9	8	7	11	14	10	10	13	10	15	9	8	11	8	26				
<i>Pimpinella major</i>	+																																								
<i>Avena pubescens</i>	+																																								
<i>Rumex acetosella</i>	+																																								
<i>Saxifraga granulata</i>	+																																								
<i>Luzula campestris</i>	+																																								
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+																																								
<i>Galium mollugo</i>	+																																								
<i>Anthriscus silvestris</i>		+	1																																						
<i>Alopecurus pratensis</i>		3	3																																						
<i>Trifolium dubium</i>																																									
<i>Lychnis flos cuculi</i>																																									
<i>Ranunculus repens</i>																																									
<i>Callitha palustris</i>																																									
<i>Hydrocotyle palustris</i>																																									
<i>Senecio aquaticus</i>																																									
<i>Lotus uliginosus</i>																																									
<i>Crepis paludosa</i>																																									
<i>Bromus racemosus</i>																																									
<i>Carex fusca</i>																																									
<i>Valeriana dioica</i>																																									
<i>Eriophorum angustifolium</i>																																									
<i>Comarum palustre</i>																																									
<i>Menyanthes trifoliata</i>																																									
<i>Phalaris arundinacea</i>																																									
<i>Carex gracilis</i>																																									
<i>Glyceria maxima</i>																																									
<i>Filipendula ulmaria</i>																																									
<i>Scirpus sylvaticus</i>																																									
<i>Lysimachia vulgaris</i>																																									
<i>Urtica dioica</i>																																									

nassesten Stellen, sowie bei noch stärkerer Bodenversauerung und Nährstoffarmut war ehemals die farbenprächtige Variante mit *Comarum palustre* ausgebildet. Sie ist heute im gesamten Ostetal zusammen mit den zugehörigen seltenen Arten (*Menyanthes trifoliata*, *Eriophorum angustifolium*, *Dactylorhiza majalis* u.a.) kaum noch zu finden. Die Ausbildung von *Carex fusca* nahm oberhalb der Typischen Subassoziaton auf dem Talgrundstück das größte Areal ein, wie die auffällige Zonierung parallel zum Hang bzw. zur Oste deutlich macht. Die Abbildung, mehr noch die hier nur ausschnittsweise wiedergegebene Tabelle (Tab. 1) des Gesellschaftsaufbaus aus LENSKI (1953), verdeutlicht bilderbuchhaft die Aussage ELLENBERG's (1956), wonach Pflanzengemeinschaften in „oft erstaunlich feiner Weise ihren Standort widerspiegeln!“

Heute hilft diese Erkenntnis bei der Betrachtung des Vegetationswandels nach 30 Jahren Brache, während der sich offensichtlich nicht nur die Pflanzendecke (Tab. 1, rechter Teil), sondern mit der Aufgabe der Nutzung wesentliche ökologische Bedingungen geändert haben (Kap. 4 u. 5.1.).

Auffällige Dominanzbestände verschiedener Hochstauden und Hochgräser prägen heute das Bild. Diese waren im Ausgangsbestand vor der Nutzungsaufgabe zwar vorhanden, spielten aber eine untergeordnete Rolle. Statt kleinwüchsiger Feuchtwiesenarten auf Standorten der nährstoffarmen Subassoziaton von *Carex fusca* dominieren heute hochwüchsige *Glyceria maxima* und vor allem *Filipendula ulmaria*-Bestände, denen in wechselnden Anteilen *Scirpus sylvaticus* und *Urtica dioica* beigemischt sind. Diese Mädesüß-Bestände entsprechen pflanzensoziologisch nicht den an Gräben und Flußufern charakteristischen Gesellschaften und werden von OBERDORFER (1983) daher nur als kennartenarme *Filipendula*-Gesellschaft angesprochen.

Die namengebende Art der *Phalaris*-Subassoziaton ist in der periodisch überfluteten Talaaue zum dominanten Brache-Bestandbildner geworden. Auch *Carex gracilis* konnte sich von ihrem ursprünglich auf zwei nasse Senken beschränkten Areal ausdehnen. Diese trocken gewöhnlich auch im Sommer (im Vergleich zu den *Phalaris*-Standorten) nicht ganz aus. Am meisten überrascht der Wandel der Subassoziaton von *Trifolium dubium* am oberen Talrand zur Wasserschwaden-Mädesüßflur. Sogar *Scirpus sylvaticus*, eine Art der quelligen, wasserzügigen Standorte, ist hier beigemischt. Erklärlich wird der dadurch indizierte ökologische Wandel durch die Verlandung der Entwässerungsgräben, mit der zum Nutzungswandel eine gravierende Änderung der hydrologischen Situation hinzukam. Statt zu erwartender reiner *Urtica*-Dominanzbestände oder nitrophiler Saum- und Staudengesellschaften (*Convolvulalia*, *Glechometalia*) entstanden vegetationskundlich ähnliche Brachestadien wie aus der benachbarten ehemaligen *Carex fusca*-Subassoziaton.

Urtica- und *Anthriscus*-reiche Brachebestände sind vor allem im Bereich der früheren *Alopecurus*-Subassoziaton des *Arrhenatheretum* ausgebildet. Sie bestimmen heute den Aspekt dieses nährstoffreichen Saumes im Übergang von den Sumpfdotterblumenwiesen zum Uferwall. *Urtica* fehlt aber auch in den *Phalaris*-, *Filipendula*- und *Glyceria*-Beständen nicht und ist überall dort beigemischt, wo Nährstoffreichtum (nach OBERDORFER 1983 auch Basenreichtum) mit nicht zu nassen Standorten korrespondiert (REIF et al. 1985).

Allen Folgegesellschaften des *Senecioni-Brometum* gemeinsam ist der drastische Rückgang der Artenzahlen (Abb. 2). Überraschenderweise erreichen einige Brachebestände nur noch eine mittlere Artenzahl von 6–9 Arten, wo 40 Jahre zuvor das *Senecioni-Brometum* noch 35–40 Arten/4 qm aufwies. Besonders die der *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft und dem *Glycerietum* (Tab. 1) zuzurechnende Bestände sind von der Artenzahl her mit Intensiv-Wiesen vergleichbar (vgl. MEISEL & HÜBSCHMANN 1976 und DIERSCHKE & WITTIG 1991).

In allen Brachegesellschaften (Tab. 1, Spalte 8–13) verschwanden die Verbands- und Assoziationskennarten der Wassergreiskrautwiesen; dies bedeutet bedauerlicherweise auch einen Rückgang seltener und naturraumspezifischer Arten (DIERSSEN 1989), die in den produktiven Hochstaudenbeständen (bis 1,3 kgTS/qm oberirdische Biomasse) nicht mehr zum Zuge kommen.

Veränderungen, wie sie in den letzten 30 Jahren Brache zu Tage treten, sind nicht auf die Bracheffluoren der LENSKI-Flächen beschränkt. Sie können für weite Teile des mittleren Ostetales und darüberhinaus auch aus anderen Flußtälern bestätigt werden (AMANI 1980, WEBER 1983, BERNING et al. 1987, BÖTTCHER & SCHLÜTER 1989, Schwaar 1990, ROSENTHAL 1992a).

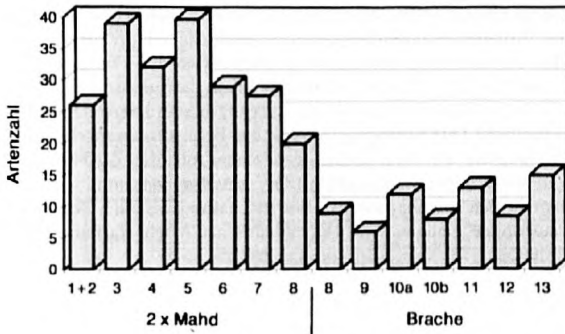


Abb. 2: Artenzahlen in unterschiedlichen Feuchtwiesentypen bei zweimaliger Mahd/Jahr und in ihren Folgegesellschaften nach 30 Jahren Brache (Mittelwerte aus 3–6 Aufnahmen, Nummern s. Abb. 1)

Fig. 2: Species diversity in wet meadows (mowed twice/year) and in their successional vegetation stages after 30 years of abandonment (mean values from 3–6 relevés, numbers see fig. 1)

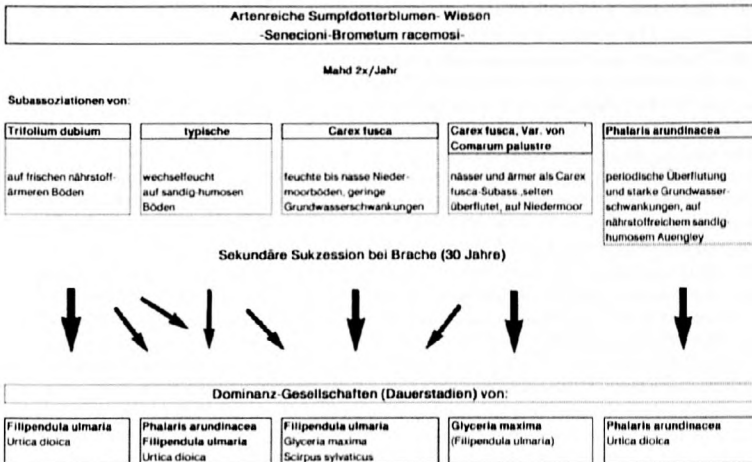


Abb. 3: Übersicht über die pflanzensoziologischen Veränderungen beim Brachfallen von Feuchtwiesen in Abhängigkeit vom Standort

Fig. 3: Synopsis of changes in vegetation composition due to abandonment of wet meadows (*Calthion*) dependent on different abiotic conditions

Zusammenfassend zeigt Abb. 3 die Entwicklung des *Senecioni-Brometum* zu den verschiedenen Bracheausbildungen. Dabei weisen die noch von LENSKI (1953) gut getrennten Subassoziationen und Varianten in ihren Folgestadien verschiedene Durchdringungskomplexe aus, mit wechselnden Anteilen von bestandesbildenden Arten aus *Phragmites*, *Filipendula*, *Magnocaricion* und *Calthion* (*Scirpus sylvaticus*). Allein die Subassoziation von *Phalaris* läßt sich heute im Vorherrschen des ehemals im Ausgangsbestand vertretenen Rohrglanzgrases erahnen. Das räumliche Durchdringungs mosaik der Brachefluren macht divergente Sukzessionsprozesse wahrscheinlich, die nicht stringent einem Auslöser, der Nutzungsaufgabe, sondern der Veränderung weiterer Standortfaktoren zuzuschreiben sind.

Unzweifelhaft führen sowohl intensive Bewirtschaftung als auch Nutzungsaufgabe (Brache) meso- bis eutropher Talauewiesen zu einer deutlichen Artenverarmung (DIERSSEN 1989, KÖLBEL et al. 1990).

4. Veränderungen auf Dauerflächen

Zur Klärung divergenter Entwicklungslinien können, getrennt nach einzelnen Subassoziationen, die auf Dauerflächen beobachteten Vegetationsveränderungen von 1952–1991 herangezogen werden. Wo kein Dauerflächenvergleich möglich war, wurde ein Typenvergleich im Sinne WILMANN'S (1989) vorgenommen.

In der Subassoziation von *Phalaris* vollzieht sich die Dynamik recht überschaubar, da hier überall *Phalaris arundinacea* zur Vorherrschaft gelangt (Tab. 2a). Möglich wird dies auf regelmäßig überschwemmten Standorten mit stark schwankenden Grundwasserständen und einer Nährstoffzufuhr mit dem Sediment. Auf Standorten mit geringeren Wasserstandsschwankungen und in nassen Jahren wird *Phalaris* von *Glyceria maxima* verdrängt; in trockenen Jahren mit frühzeitiger Abtrocknung des Oberbodens hingegen von *Urtica dioica*. Die Einwanderung von *Urtica* in eutraphente Hochgras- und Hochstaudenbestände wurde auch von WEBER (1983) beobachtet. Optimale *Phalaris*-Bestände auf sommerlich durchlüfteten Aueböden sind infolge hoher Halmdichte, Wuchshöhe und Deckung bei einer oberirdischen Phytomasse von 1,2 kgTS/qm sehr undundsam gegenüber niedrigwüchsigen Wiesenarten.

Auch in der Subassoziation von *Carex fusca* ist der starke Rückgang der Artenzahlen deutlich (Tab. 2b). Im Gegensatz zu den *Phalaris*-Flächen kennzeichnen aber wechselnde Dominanten die Bracheentwicklung beider Varianten. *Filipendula ulmaria* gelangte sowohl in der Typischen Variante als auch in der von *Comarum* zur Vorherrschaft (DQ 24,30). Gleiches gilt für *Glyceria*, wobei in der Typischen Variante *Urtica* und *Convolvulus* beigemischt sind (DQ 26,31).

Die Folgegesellschaften der ehemaligen Typischen Subassoziation zeigen ebenfalls ein sehr uneinheitliches Bild, sowohl in ihrer räumlichen Verteilung (Abb. 1) als auch auf den Dauerflächen. Für die *Trifolium dubium*-Subassoziation (Tab. 2c) ergibt sich, wie bereits erwähnt, eine klare, wenn auch überraschende Veränderung: die hohen Anteile von *Glyceria* und *Phalaris* in dieser ehemals trockensten Ausbildung des *Senecioni-Brometum* deuten auf eine Vernässung der Standorte hin. Beide Arten sind erst nach der Nutzungsaufgabe eingewandert. In DQ 7 dominiert neben *Urtica Filipendula ulmaria*, die ihre optimale Entfaltung auf den Standorten der ehemaligen *Carex fusca*-Subass. hat. In den noch bewirtschafteten Ausgangsbeständen des mittleren Ostetals ist *Filipendula* zwar mit hoher Stetigkeit aber geringen Deckungswerten vertreten und kommt hier phänologisch nicht zur vollen Entfaltung (LENSKI 1953, MEISEL 1969).

Wie nicht anders zu erwarten, verdeutlichen die Zeigerwertspektren nach ELLENBERG et al. (1991) den durch die Vegetationsdynamik beschriebenen Wandel (Abb. 4). Besonders gut gehen aus der von ELLENBERG vorgeschlagenen Darstellung Veränderungen im Spektrum der Feuchte-, Stickstoff- und überraschend auch der Reaktionszahlen der Brachefluren hervor. Jene auf jahrzehntelanger Freilandarbeit beruhende Einstufung belegt trotz der von verschiedener Seite erhobenen Bedenken (vgl. ELLENBERG et al. 1991) einmal mehr ihre Gültigkeit. Die aus den Zeigerwertspektren ersichtlichen ökologischen Bedingungen werden durch die detailgetreuen Beschreibungen LENSKI's ebenso bestätigt wie durch aktuelle Messungen der entscheidenden Standortfaktoren (Kap. 5).

a

		A			B	
Aufnahme-Jahr		52	52	52	88	90
Artenzahl		27	28	30	27	10
VC	<i>Senecio aquaticus</i>	1		+		
VC	<i>Myosotis palustris</i>	+	+	+	+	
VC	<i>Scirpus sylvaticus</i>	+	1	+		
VC	<i>Juncus filiformis</i>	3		1		
	<i>Lychnis flos cuculi</i>	+	1	1	+	
	<i>Stellaria uliginosa</i>	1		+		
	<i>Comarum palustre</i>	+		+		
d	<i>Rorippa amphibia</i>		+	+	1	
VC	<i>Caltha palustris</i>	1	1	1	2	1
d	<i>Phalaris arundinacea</i>	1	+	+	5	4
	<i>Filipendula ulmaria</i>	+	1	1	1	2
	<i>Glyceria maxima</i>	+	1	+	2	1
	<i>Urtica dioica</i>					1
	<i>Equisetum palustre</i>			r	1	+
	<i>Carex gracilis</i>	+		2	1	1

c

		52	52	87	87
Aufnahme-Nr.		6	7	6	7
Artenzahl		38	43	10	12
VC	<i>Senecio aquaticus</i>		+		
VC	<i>Myosotis palustris</i>		+	+	
VC	<i>Caltha palustris</i>	1	1		+
VC	<i>Crepis paludosa</i>		+	+	
VC	<i>Bromus racemosus</i>	1	1		
d	<i>Trifolium dubium</i>		1	2	
d	<i>Luzula campestris</i>		+	+	
	<i>Lychnis flos cuculi</i>		+	1	
	<i>Lotus uliginosus</i>		1	1	
	<i>Carex gracilis</i>		+	1	
	<i>Dactylorhiza majalis</i>		+	+	
	<i>Carex fusca</i>		+	+	
	<i>Climacium dendroides</i>		2	4	
	<i>Phalaris arundinacea</i>			2	4
	<i>Urtica dioica</i>			4	4
	<i>Filipendula ulmaria</i>	+	+	1	4
VC	<i>Scirpus sylvaticus</i>	+	+		
	<i>Glyceria maxima</i>			1	1
	<i>Lysimachia vulgaris</i>			+	

b

		52	52	52	87	87	87
Dauerquadrat-Nr.		24	26	30	31	24	26
Artenzahl		33	31	40	36	14	9
VC	<i>Senecio aquaticus</i>			1	1	1	
VC	<i>Juncus filiformis</i>			+			
VC	<i>Bromus racemosus</i>			1			
VC	<i>Myosotis palustris</i>			1	+	+	
VC	<i>Caltha palustris</i>			+	1	+	
VC	<i>Scirpus sylvaticus</i>			+	+	2	
VC	<i>Crepis paludosa</i>			1	1	1	
d	<i>Carex fusca</i>			+	2	1	
d	<i>Valeriana dioica</i>			1	1	2	
	<i>Lotus uliginosus</i>			1	1	1	
	<i>Lychnis flos cuculi</i>			+	+	1	
	<i>Rhynchospora alba</i>			3	2	3	
	<i>Dactylorhiza majalis</i>			+			
d	<i>Menyanthes trifoliata</i>			+			
d	<i>Comarum palustre</i>			+	+		
d	<i>Eriophorum angustifolium</i>			+	+		
	<i>Filipendula ulmaria</i>		+	+	1	1	
	<i>Glyceria maxima</i>		1	+	1		
	<i>Carex gracilis</i>		2	+	+	3	
	<i>Phalaris arundinacea</i>						
	<i>Galium aparine</i>						
	<i>Urtica dioica</i>						
	<i>Convolvulus sepium</i>						
	<i>Iris pseudacorus</i>						

Tab.2 (a-c): Dauerflächen- bzw. Typenvergleich bewirtschafteter Feuchtwiesen (Senecioni-Brometum racemosi, 1952) mit den entsprechenden Folgegesellschaften nach 30 Jahren Brache (1987); a: Subass. v. *Phalaris arundinacea*; b: Subass. v. *Carex fusca*, einschließlich Variante v. *Comarum palustre*; c: Subass. v. *Trifolium dubium*.

tab.2 (a-c): Historical comparison of permanent plots resp. vegetation types: manured Senecioni-Brometum meadows (in 1952) and their successive stages after 30 years of abandonment (1987); a: Subass. of *Phalaris arundinacea*; b: Subass. of *Carex fusca*, incl. the variant of *Comarum palustre*; c: Subass. of *Trifolium dubium*.

Besonders eindrucksvoll kommen Veränderungen in der *Carex fusca*- und *Trifolium dubium*-Subassoziation zum Ausdruck, während sie im N-Spektrum in der ehemaligen *Phalaris*-Subassoziation nur abgeschwächt zu Tage treten: Frischezeiger nahmen zugunsten von Nässezeigern, Säurezeiger zugunsten von Basenzeigern und Nährstoffarmutszeiger zugunsten von Stickstoffzeigern deutlich ab.

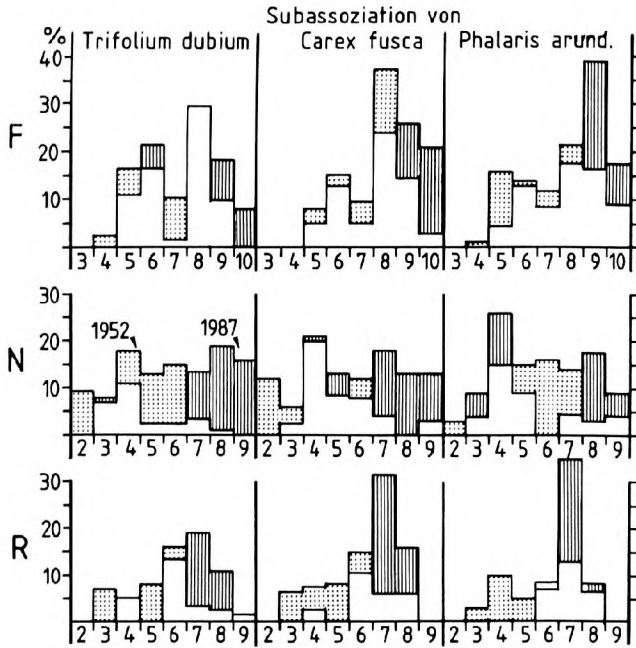
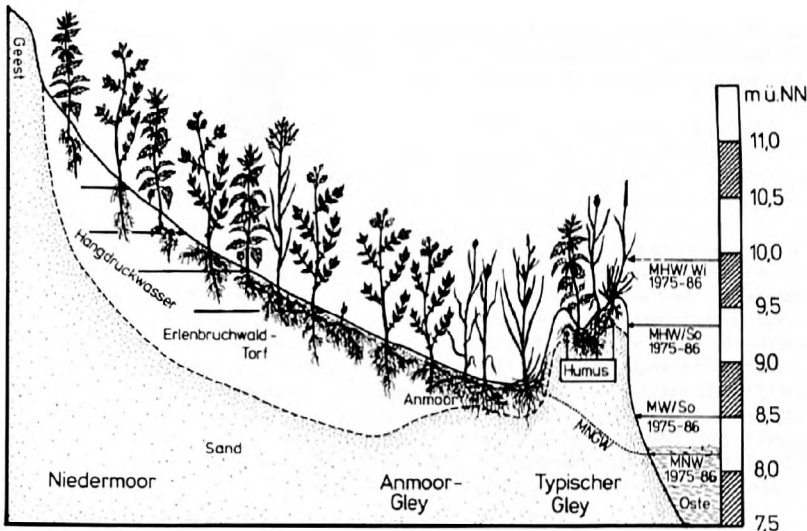


Abb. 4: Zeigerwertspektren (qualitativ) der verschiedenen Subassoziationen des *Senecioni-Brometum racemosi* aus 1952 (bei zweimaliger Mahd/Jahr) und ihrer Folgegesellschaften aus 1987 (nach Nutzungsaufgabe ca. 1960, s. Tab. 2); N-, R- und F-Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. 1991: punktiert = Rückgang von 1952 bis 1987, strichliert = Zunahme von 1952 bis 1987.

Fig. 4: Spectra of indicator-values (qualitative analysis) of different subassociations of *Senecioni-Brometum racemosi* from 1952 (mowed twice/year) and their successional stages in 1987 after 30 years of abandonment (see tab. 2); N-, R-, F-values from ELLENBERG et al. 1991: dotted area = reduction from 1952 to 1987, lines = increase from 1952 to 1987.

5.1. Ökologische Ursachen der Bracheentwicklung

Entscheidender Faktor für die Veränderung der Artenzusammensetzung und Auslöser der sekundären Sukzession ist die Nutzungsaufgabe. Daneben ist das Vorhandensein und der Anteil an potentiellen Brache-Dominanten im Ausgangsbestand (z.B. *Filipendula*, *Glyceria*, *Phalaris*) entscheidend für die Geschwindigkeit der Sukzession (s. Kap. 6). Welche der bereits vorhandenen oder im Falle von *Urtica dioica* stets aus angrenzenden Ufer- oder Waldsäumen (*Convolvulion*) einwandernden Arten dominant wird, entscheiden im Wettbewerb um die vorhandenen, standörtlich wechselnden Ressourcen die Lebensgemeinschaften („Konstitutionsmerkmale“, ELLENBERG 1956) der beteiligten Arten. Wichtig für den Sukzessionserfolg sind vor allem die Nährstoffökonomie (interne Verlagerung), hohe Biomasse (AL MUFTI et al. 1977, GRIME et al. 1988), Hochwüchsigkeit (Lichtökonomie) und die vegetative Ausbreitung über Rhizome und damit vor allem die Fähigkeit, die selbst produzierte Streu zu durchwachsen (SCHREIBER & SCHIEFER 1985, SCHREIBER 1987, MÜLLER & ROSENTHAL 1989). In den meso- bis eutraphenten Feuchtwiesen des *Calthion* sind es letztlich nur wenige Arten,



1 <i>Filipendula ulmaria</i> Gesellschaft	Phalaridetum arundin.	2	3	2	Uferstauden-Saum (<i>Urtica</i> , <i>Glechoma</i> , <i>Phalaris</i>)
---	-----------------------	---	---	---	--

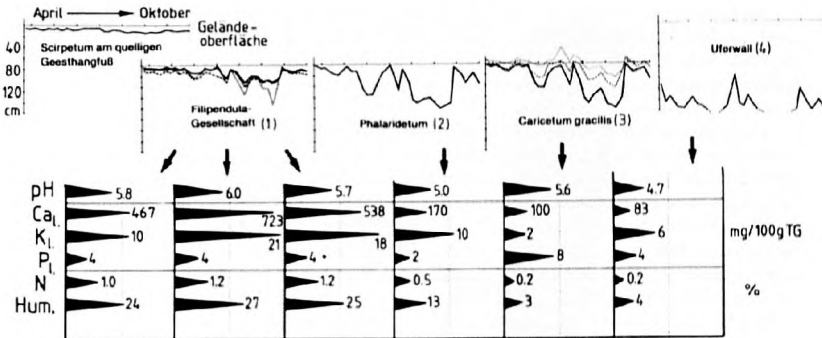


Abb. 5: Talschnitt vom Geestrand zur Oste (ca. 90 m, s. Abb. 1; überhöht) mit Vegetation (1 *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft, 2 *Phalaridetum arundinaceae*, 3 *Caricetum gracilis*, 4 *Convolutetalia*-Gesellschaft), Bodenprofil, Bodenkennwerten (0–10 cm), Grundwasser-Ganglinien (1991, bezogen auf Geländeoberfläche) und Überschwemmungsregime (Messwerte über 11 Jahre, MHW/Wi bzw. So: mittleres Hochwasser im Winter bzw. Sommer, MW/So: Mittelwasser im Sommer, MNW: mittleres Niedrigwasser, MNGW: mittleres Niedriggrundwasser).

Fig. 5: Profile through the river valley from the upland down to the river Oste (90 m, see fig. 1) with the vegetation (1 *Filipendula ulmaria*-community, 2 *Phalaridetum arundinaceae*, 3 *Caricetum gracilis*, 4 *Convolutetalia*-community), soil profile, soil characters (0–10 cm), groundwater levels (from 1991) and water levels (inundation) of river Oste (11 years, MHW/Wi resp. So: mean high-waterlevel in winter resp. summer, MW/So: mean waterlevel in summer, MNW: mean low-waterlevel, MNGW: mean low-groundwaterlevel)

die sich bei Brache potentiell am Bestandaufbau beteiligen können (ROSENTHAL 1992 a,b). Auf dauernd sicker- oder staunassen Standorten setzen sich jene Arten durch, die überdies über Anpassungsmechanismen an zeitweiligen Sauerstoffmangel verfügen (CRAWFORD et al. 1989).

Am Beispiel eines schon von LENSKI untersuchten Transektes durch die Oste-Aue kann die Vegetationsabfolge in Abhängigkeit der maßgeblichen Einflußgrößen veranschaulicht werden (Abb. 5). Ebenso klar, wie vor 40 Jahren die ökologische Bedingtheit der Talwiesenausbildungen zum Ausdruck kam (Schnitt 3 bei LENSKI), zeigt sich heute der Phasenwechsel der Dominanzbestände. Einströmendes Ca- und Mg-reiches Hangdruckwasser ist verantwortlich für die geringe Grundwasseramplitude des *Scirpetum* und *Filipendulion* über stickstoffreichem Niedermoor. Schwankende Grundwasserstände und vorherrschender Ostwassereinfluß charakterisieren das *Caricetum* und *Phalaridetum*, die auf stickstoffärmerem Auengley stocken. Tiefste Grundwasserstände kennzeichnen die ehemaligen *Arrhenatheretum*-Standorte, heute stellenweise *Agropyretalia*-Gesellschaften und Auen-Stieleichenwald.

Der wechselseitige Einfluß von Geesthangwasser und Ostwasser einerseits und die unterschiedliche Bodengnese andererseits kommen auch in den bodenkundlichen Kennwerten zum Ausdruck. Ca, K, N_t-Werte sowie org. Substanz sind im hangwasserbeeinflussten Niedermoor gegenüber der Talau erhöht. Aufgrund periodischer Sedimentablagerung ergeben sich in der Talau höhere P-Gehalte. Auch hinsichtlich der Stickstoffmineralisation zeigen sich erhebliche Unterschiede zwischen den Standorten (s. Diskussion, Kap. 8).

5.2. Bracheentwicklung bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung

Am Beispiel des *Caricetum gracilis* kann der Einfluß der Nährstoffversorgung auf die Vegetationsentwicklung nach Ende der Mahd aufgezeigt werden.

Im Ostetal entwickelte es sich auf ärmerem Auengley (Abb.1) vom relativ artenreichen „untypischen“ Mähwiesenbestand (vgl. LENSKI 1953) zum artenarmen *Carex gracilis*-Reinbestand (Abb. 6 oben). In den Borgfelder Wümmewiesen hingegen entstand aus dem dortigen *Caricetum* über reichem Niedermoor innerhalb von 5 Jahren (!) Brache ein *Glycerietum maximae* (Abb. 6 unten).

Unter dem prägenden Einfluß der regelmäßigen Mahd spielte *Glyceria maxima* auf beiden Standorten gegenüber *Carex gracilis* eine untergeordnete Rolle. Bei ungestörter Entwicklung (Brache) indes konnte sich *Carex gracilis* nur auf den ärmeren Standorten gegenüber *Glyceria* behaupten. Die Bestandesumschichtung auf Niedermoor verdeutlicht zugleich die Dynamik und Geschwindigkeit, mit der solche Prozesse geschehen können. *Glyceria maxima* vermag die verfügbaren, hohen Ressourcen auf reichen Böden demnach am besten zu nutzen, während *Carex gracilis* im Wettbewerb mit *Glyceria* auf die schlechter versorgten Standorte verdrängt wird (vgl. KLAPP & OPITZ 1990). Untersuchungen von ROSENTHAL (1992a) im Schönebecker Auetal zeigen, daß das unterschiedliche dynamische Verhalten von *Carex gracilis* gegenüber *Glyceria maxima* bei Brache kein Einzelfall ist.

6. Sukzessionsgeschwindigkeit nach Nutzungsaufgabe

Den schon erwähnten raschen Wandel nach Nutzungsaufgabe auf nährstoffreichen Feuchtstandorten (Abb. 6) beobachteten auch SCHIEFER (1981), WOLF et al. (1984) und SCHWAAR (1990). Übereinstimmend ist damit die rasche Ausbreitung hochwüchsiger Rhi-zompflanzen, die Zunahme der Bestandeshöhe und Phytomasse, die Anhäufung von Streu und ein rapider Artenrückgang verbunden. Sukzessionsstudien während der Initialentwicklung aufgelassener Feuchtwiesenparzellen (Abb. 7) zeigen dies beispielhaft in *Senecioni-Brometum*-Ausbildungen, die standörtlich den von LENSKI beschriebenen Typen aus dem Ostetal entsprechen (Kap. 3).

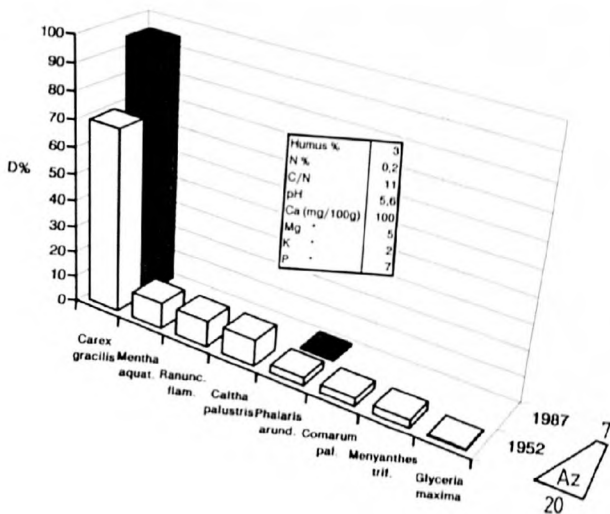


Abb. 6: Vegetationsveränderungen in einem *Carex gracilis* bei Brache in Abhängigkeit vom Standort: auf nährstoffreichem Niedermoor mit Dauernässe (unten) und nährstoffärmerem Gleystandort mit schwankenden Grundwasserständen (oben, vgl. Abb. 5)

Fig. 6: *Carex gracilis* stands after abandonment: vegetation dynamics on rich, permanently wet fen-soils (above) and on poorer gley-soils with fluctuating groundwater levels (below, see fig. 5)

Noch schneller als *Filipendula* auf Niedermoorstandorten (Abb. 7b) gelangt *Phalaris* auf Auengley (Abb. 7a) zur Dominanz. Der Anstieg von *Calamagrostis canescens*, einer weiteren dominanzfähigen Bracheart der Feuchtwiesen, bedarf noch einer genaueren Untersuchung. Ihre geringere Wuchshöhe und Phytomasseproduktion läßt aber vermuten, daß ihr weniger Nährstoffe zur Verfügung stehen. Auf trockeneren Aue-Standorten tritt *Phalaris* mit *Deschampsia caespitosa* in Konkurrenz, der sie zwar in Wuchshöhe und Ausbreitungskraft, nicht aber in der Anpassung an zeitweilige Trockenheit und schlechte Nährstoffversorgung (ELLENBERG 1986) überlegen ist, so daß auf solchen Standorten *Deschampsia*-Dominanzbestände zu erwarten sind (ROSENTHAL et al. 1985).

Letztendlich sind zwei entscheidende Ursachen für die enorme Dynamik in nährstoffreicheren Feuchtwiesenbrachen verantwortlich: 1. Ausreichende Feuchtigkeit und Nährstoffvorräte sind die Voraussetzung für schnelle Veränderungen in der Bestandesstruktur (Hochwüchsigkeit, hohe Phytomasse- und Streuproduktion). 2. Arten mit Populationsstrategien (vgl. CORNELIUS & MEYER 1991), die die Tolerierung und Ausschöpfung der entscheidenden Brachebedingungen ermöglichen, müssen im Ausgangsbestand vorhanden sein. Die Nutzungsaufgabe ist danach dann nur noch Auslöser einer Sukzession, deren Verlauf von dominanten Populationen gesteuert wird.

Erheblich verzögert ist die Dynamik auf ärmeren Standorten oder bei geringerer Bodenfeuchte (DIERSCHKE 1985, SCHREIBER & SCHIEFER 1985, WILLEMS 1985, WILMANN'S 1989). Müssen andererseits potentielle Brachedominanten erst einwandern, wird die allmähliche Zunahme einer Wiesenart wie *Holcus lanatus* ohne wüchsigere Konkurrenten besonders auf ärmeren Standorten (BAKKER 1989, SCHWARTZE 1992) verständlich, mithin auch die von SCHWARTZE beobachtete langsamere Anfangsentwicklung bei ungestörter Sukzession.

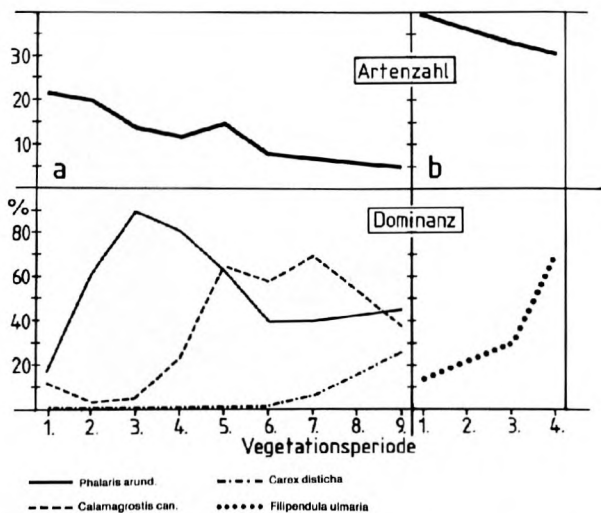


Abb. 7: Sukzessionsgeschwindigkeit in eutraphenten Überschwemmungswiesen über Auengley (a: Ausgangsbestand = *Senecioni-Brometum racemosi*, Subass. v. *Phalaris*) und meso/eutraphenten Hangwiesen über Niedermoor mit Sickerwassereinfluß (b: Ausgangsbestand = *Senecioni-Brometum racemosi*, Subass. v. *Carex fusca*)

Fig. 7: Rates of succession on eutrophic, inundated meadows (a: initial vegetation = *Senecioni-Brometum racemosi*, subass. of *Phalaris*) and on sloping meso/eutrophic meadows effected by seepage water (b: initial vegetation = *Senecioni-Brometum racemosi*, subass. of *Carex fusca*)

7. Reversibilität von Brachesukzessionen?

Die unterschiedlichen Brache-Folgegesellschaften der Dotterblumenwiesen sind gegenüber den Ausgangsgesellschaften ähnlich artenarm, wie das eutrophe, intensiv genutzte Grünland. Hier wie dort stellt sich also die Frage nach der Möglichkeit einer Regeneration artenreicher Wiesen. Versuche im Intensivgrünland machten deutlich, daß dieser Prozeß je nach Nährstoffversorgung, Samenpotential und Ausgangsbestand unterschiedlich lange dauert. Er beansprucht oft einen erheblich längeren Zeitraum als ursprünglich erwartet (SCHIEFER 1984, OOMES & MOOI 1985, EGLOFF 1986, PFADENHAUER et al. 1987, KAPFER 1988, BAKKER 1989).

Über die Reaktion feuchter „Brache-Dauerstadien“ auf Pflegeeingriffe, die Möglichkeit mithin, artenreiche Feuchtwiesen aus Brachen zu regenerieren, liegen bisher wenig Erfahrungen vor.

WOLF et al. (1984) stellten bei Regenerationsversuchen in Mädesüßfluren in allen Varianten einen Anstieg der Artenzahl fest (größte Steigerung bei zweimaliger Mahd/Jahr).

Dieser Trend kann auch durch die Regenerationsversuche in den 30jährigen Oste-Brachen bestätigt werden (Tab. 3a,b), die in Mädesüß- und Rohrglanzgrasfluren durchgeführt wurden. Während *Filipendula* (Tab. 3a) in den ersten Mahd-Jahren im Deckungsgrad nur geringfügig einbüßte, war sie im Vergleich zur Kontrolle weniger vital (geringere Wuchshöhe und Phytomasse). Dasselbe gilt für *Glyceria maxima*, die nach 2 Jahren eine erkennbare Wachstumsminde rung (Spitzenvergilbung) aufwies. Demgegenüber vermochten sich frühblühende, daher komplementäre Arten wie *Ranunculus ficaria* und *R. auricomus* ebenso zu behaupten wie die mahdtolerante *Scirpus sylvaticus* (VC *Calthion*). Überraschen muß die schnelle Etablierung und Ausbreitung einer weiteren *Calthion*-Kennart: *Lychnis flos-cuculi*. Sie ist hier, ebenso wie in Großseggenbrachen an Geesthangstandorten (ROSENTHAL 1992a), die sich aus dem Diasporenvorrat am schnellsten regenerierende Art. Im 3. Versuchsjahr bereits trat die von LENSKI benannte Assoziationskennart *Senecio aquaticus* wieder auf! Es etablieren sich also bereits nach wenigen Jahren erste Kennarten des *Senecioni-Brometum*! Auch die Artenzahl stieg in diesem Versuchszeitraum über 130% (von 13 auf 31) an. Der Regenerationserfolg übertrifft damit sowohl die von SCHWARTZE (1992) wiedergegebenen Erfahrungen, als auch das Ergebnis von WOLF et al. (1984). Dort erreichte die Artenzahl bei zweimaliger Mahd nach 8 Jahren knapp den von uns nach 3 Jahren dokumentierten Wert. Wiesengräser wie *Alopecurus pratensis* und *Poa trivialis*, die in den Versuchen von WOLF et al. eine Rolle spielten, kamen bislang nicht zum Zuge.

Geringere Artenzahlzunahmen (von 14 auf 21 = 50%) in den Anfangsjahren zeigte hingegen das *Phalaris*-Röhrch (Tab. 3b). Das mag darauf zurückzuführen sein, daß die mahdverträgliche *Phalaris* nicht in dem Maße geschädigt wird wie *Filipendula* als großblättrige Hochstaude. Dennoch bleibt die Neueinwanderung von Kennarten der Sumpfdotterblumenwiesen, vor allem von *Senecio aquaticus* und *Lychnis flos-cuculi*, festzuhalten.

Gegenüber ungestörter Brachesukzession schaffen Schnitt und Abtransport des Mähgutes eine offene Vegetationsstruktur mit günstigem Lichtklima für die Samenkeimung und Etablierung neuer Individuen (RYSER 1990). Voraussetzung für eine erfolgreiche Regeneration ist ein persistentes Samenreservoir im Oberboden (PFADENHAUER & MAAS 1987); dieses ist in feuchten Grünlandbrachen auch nach 30 Jahren noch vorhanden (unveröff.), und wird durch die günstigen Lichtbedingungen rasch aktiviert (ROSENTHAL 1992a). Es bleibt allerdings abzuwarten, ob eine spätere Einwanderung von konkurrenzkräftigeren Wiesengräsern (*Alopecurus pratensis*, *Poa trivialis*, *Holcus lanatus*) die bisherige günstige Entwicklung aufzuhalten oder auf nährstoffreichen Standorten in eine *Alopecurus*-Dominanz umzukehren vermag, wie die Düngungsvariante von WOLF et al. (1984) belegt. Weitere Untersuchungen müssen klären, inwieweit der Ausgangsbestand, vor allem die jeweiligen dominanten Bestandbildner, den Regenerationserfolg auf unterschiedlichen Standorten beeinflussen. *Deschampsia*-beherrschte Brachen in wechselfeuchten Talwiesen sind ohne Veränderungen des Wasserhaushaltes ungleich schwerer durch Mahd umzuwandeln (ROSENTHAL et al. 1985).

Tab.3: Sukzession während initialer Regenerationsversuche im Filipendulion (a) und Phalaridetum (b) auf Standorten ehemaliger Sumpfdotterblumenwiesen (Sen.-Brom., Subass. v. *Carex fusca* (a) bzw. Subass. v. *Phalaris* (b)) mit zweimaliger Mahd (Juni/Sept.) seit 1989; konstante und sporadische Arten wurden weggelassen. Deckungswerte in %.

tab.3: Regeneration experiments in the Filipendulion (a) and in the Phalaridetum (b) on former stands of *Senecionio-Brometum* (subass. of *Carex fusca* (a) resp. subass. of *Phalaris arundinacea*); in 1989 the management (2x mowing/year) started again after 30 years of abandonment. Changes of important species, % cover.

a				b			
Jahr	1989	90	91	Jahr	1989	90	91
Gesamtdeckung %	100	95	98	Gesamtdeckung %	100	100	100
mittl. Wuchsh. (cm)	120	60	40	mittl. Wuchsh. (cm)	110	90	60
Artenzahl	15	27	31	Artenzahl	18	19	21
<i>Iris pseudacorus</i>	+			<i>Agrostis stolonifera</i>	1		
<i>Filipendula ulmaria</i>	80	70	70	<i>Polygonum hydrophilum</i>	+		
<i>Glyceria maxima</i>	40	40	30	<i>Rorippa silvestris</i>	+		
<i>Ranunculus ficaria</i>	20	30	20	<i>Carex disticha</i>	+	+	
<i>Anemone nemorosa</i>	1	+	+	<i>Caltha palustris</i>	10	7	3
<i>Vicia cracca</i>	+	+	+	<i>Glyceria maxima</i>	25	15	15
<i>Ranunculus auricomus</i>	+	+	+	<i>Phalaris arundinacea</i>	80	75	80
<i>Scirpus sylvaticus</i>	1	2	3	<i>Filipendula ulmaria</i>	2	+	5
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	15		<i>Carex vesicaria</i>	+	+	1
<i>Cardamine pratense</i>	+	+		<i>Cardamine pratense</i>	+	+	1
<i>Ajuga reptans</i>	+	+		<i>Myosotis palustris</i>	+	+	1
<i>Stachys palustris</i>	+	1		<i>Stellaria palustris</i>	+	+	
<i>Ranunculus repens</i>	+	1		<i>Poa trivialis</i>	+	+	
<i>Senecio aquaticus</i>	+			<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	+	
<i>Juncus acutiflorus</i>	+			<i>Senecio aquaticus</i>	+	+	
<i>Lotus uliginosus</i>	+						
<i>Glyceria fluitans</i>	+						
<i>Juncus effusus</i>	+						

8. Diskussion und Schlußfolgerungen

Unter vielen von DIERSCHKE & WITTIG (1991) zusammengestellten Ursachen der Feuchtwiesenveränderung ist die Nutzungsaufgabe (Brache) die einzige Ursache, die der „Extensivierung“ zuzuschreiben ist. Alle anderen betreffen mehr oder weniger die Intensivierung der Landnutzung. Verschiedene botanische Untersuchungen (PFADENHAUER et al. 1987; DIERSSEN 1989; KÖLBEL et al. 1990) geben für beide Entwicklungsrichtungen Probleme zu bedenken, weil die seltenen Arten der Feuchtwiesen verschwinden. Aus bodenkundlicher Sicht bestehen gegen Brachlegung feuchter Talwiesen dagegen keine Bedenken, da sich der Boden nur in geringem Maße verändert (BORSTEL 1974, WOLF et al. 1984, BAKKER 1989).

Eine Tendenz zur Bodenversauerung in brachgefallenem Grünland fanden GISI & OERTLI (1981) und BAKKER (1989). Für die hier untersuchten nährstoffreichen Talwiesen ist dies aufgrund der gegenteiligen Verschiebung im Zeigerwertspektrum eher unwahrscheinlich. Ursache hierfür könnte die Ionen-Nachlieferung durch Überschwemmungs- und Hangwasser sein. SCHREIBER & SCHIEFER (1985) fanden bei annähernd gleichbleibendem pH eine tendenzielle Zunahme pflanzenverfügbarer Nährstoffe, besonders für K und P. Insgesamt scheinen im Hinblick auf die bodenkundlichen Veränderungen keine auf alle Brachen übertragbaren Verallgemeinerungen möglich zu sein. Für die hier betrachteten Feuchtwiesen kommt hinzu, daß Bodenkennwerte ebenso wie Aussagen zur Nährstoff-Nachlieferung aus den Anfangsjahren der vegetationskundlichen Untersuchungen im Ostetal nicht zur Verfügung stehen.

Unsere Untersuchungen bestätigen die Ergebnisse von WOLF (1979) und STÖCKLIN & GISI (1985), wonach sich auf Brachen die oberirdische Phytomasse beträchtlich erhöht. Dies ermöglicht die brachtypische Akkumulation von Streu, was zusätzlich durch die Verschiebung des Artenspektrums von leicht abbaubaren Kräutern zu Gräsern und Hochstauden mit hohem Zellulose- und Ligningehalt begünstigt wird (SCHIEFER 1982, STÖCKLIN & GISI 1985, BROLL 1991). Tiefgreifende Folgen haben diese Veränderungen der Vegetationsstruktur für das Mikroklima: Bereits in kurzzeitigen Brachen ist aufgrund des dichten Blätterdaches und der Streuaufgabe die Bodenerwärmung verlangsamt und das Lichtklima deutlich verändert

(BOSSHARD et al. 1988; GISI & OERTLI 1981). BROLL & SCHREIBER (1985) und SCHMIDT (1978) stellten analog hierzu einen Rückgang der Stickstoffmineralisation fest.

Besonders gut sind Veränderungen in der Bodenfeuchte am Beispiel der trockenen Subassoziation von *Trifolium dubium* zu dokumentieren. Sie beleuchten einen Erklärungs-Zusammenhang, der in Talwiesen häufig nicht zu entwirren ist: die in allen Varianten aus den Zeigerwerten nachvollziehbare Vernässung bei Brache wird einmal durch die Reduzierung der Evapotranspiration (autogene Vernässung, GISI & OERTLI 1981) und zum anderen durch die Verlandung der Entwässerungsgräben und Grundwasseranstieg gefördert.

Dies mag zusammen mit den erwähnten mikroklimatischen Effekten die verringerte Stickstoffnachlieferung in einigen Brachebeständen erklären (Tab. 4). In *Filipendula*-Brachen steht die ausgesprochen geringe Stickstoffmineralisation im Gegensatz zur Phytomasseproduktion (80–125 dtTS/ha), die mit einer festgelegten Stickstoffmenge von 120–180 kg/ha verbunden ist. Die Verschiebung im N-Spektrum (Abb. 4) in allen Subassoziationen spiegelt demnach eher die Nährstoff-Akkumulation in der Phytomasse als die N-Mineralisation im Boden wider. BRIEMLE (1986) schlug ebenso wie schon BOLLER-ELMER (1977) die Interpretation der N-Zahl als „Nährstoffzahl“ vor. Dieser Ansicht neigen wir auch deshalb zu, weil weder die hohe N-Bevorratung im Boden (Abb. 5) noch die N-Mineralisation, sondern die hohe Phytomasse und damit der Pflanzenbestand eine „natürliche Nährkraft“ (BRIEMLE) zuverlässig indiziert.

Nährstoffinput über die Atmosphäre (ELLENBERG 1989) und das Hang- und Überschwemmungswasser läßt die in Abb. 8 kurz skizzierten Zusammenhänge für eine allo-autogene Eutrophierung der Brachen wahrscheinlich werden: die im Ausgangsbestand schon vorhandenen potentiellen Brachearten können ohne selektierenden Schnitt ihre ökologische Konstitution (hohes Nährstoffaneignungsvermögen und Umsetzung in Biomasse) voll entfalten. Über den nahezu verlustlosen internen Nährstoffkreislauf (SCHREIBER & SCHIEFER 1985, SCHREIBER 1987) gelangt es ihnen, allmählich erhebliche Nährstoffmengen in der Phytomasse anzureichern. Kontinuierliche externe Nachlieferung (VERHOEVEN et al 1983, ELLENBERG 1989) und hohes Bioretentionsvermögen der Brachedominanten resultieren so in einem Aufschaukelungseffekt. Die Zunahme der oberirdischen Netto-Primärproduktion um ca. 100% in Feuchtwiesenbrachen (STÖCKLIN & GISI 1985; 40–50% in Magerbrachen) wird so verständlich. Diese weitgehende Unabhängigkeit von der mikrobiellen Nachlieferung wird nur unerheblich modifiziert um die Nachlieferung aus der Streu: In (trockeneren) *Filipendula*-Brachen des Westerwaldes ermittelte WOLF (1979) lediglich eine Streumineralisation von 2,6 kgN/ha/Jahr.

Tab.4: Amplitude der Stickstoffnachlieferung in meso- bis eutraphemem Calthion und verschiedenen Folgegesellschaften im Ostetal (4 Standorte pro Vegetationstyp, kg Nmin./ha/33 Wochen), vgl. auch Nmin.-Werte für Senecioni-Brometum in Schwartze 1992 und Zusammenstellung in Ellenberg 1977.

tab 4: Amplitude of nitrogen mineralization from meso- to eutrophic Calthion communities and from different successional stages after abandonment in the Oste valley (4 stands per vegetation type, kg Nmin./ha/33 weeks), compare also Nmin.-values for Senecioni-Brometum from Schwartze 1992 and the synopsis from Ellenberg 1977.

	kgN/ha
Senecioni-Brometum	
-trockene Ausbildung auf Sand	33
-nasse Ausbildungen auf Niedermoor	45-127
Phalaridetum arundinaceae	12- 50
Filipendula-Gesellschaft	4-15

Zur Beurteilung der Sukzession in brachfallenden Feuchtwiesen sind Angaben zur Zeitdauer ohne genauere Kenntnisse der Ausgangsgesellschaft und der entscheidenden lokalen Variablen schwierig. Dasselbe gilt auch für die Restitutionsfähigkeit der heute seltenen und gefährdeten Sumpfdotterblumenwiesen. Die wesentlichen Konstitutionsmerkmale der in beiden Prozessen ökologisch-dynamisch wichtigen „Schlüsselarten“ zu betrachten, scheint aber für die Prognose der Entwicklung eine verlässlichere Methode, als durch Einzelmessungen die treibenden Kräfte zu suchen.

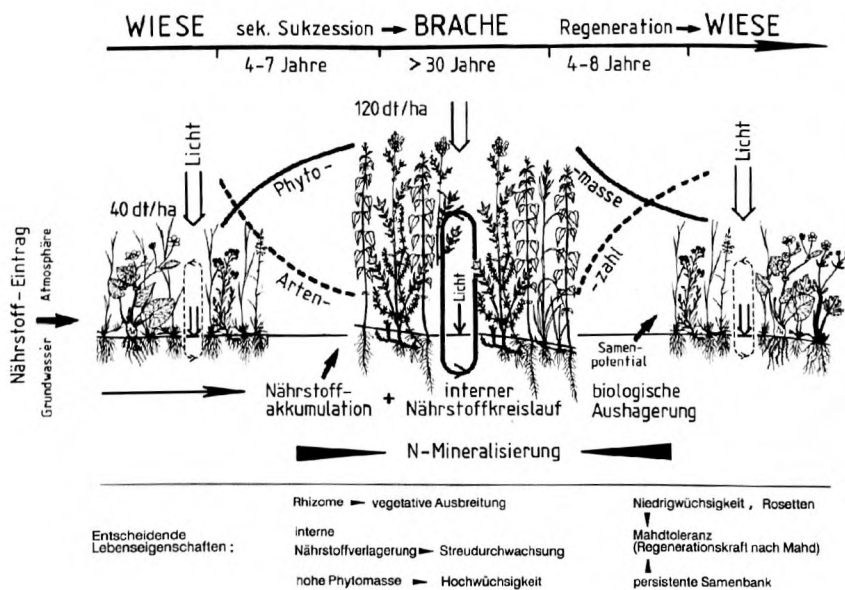


Abb. 8: Modell für die sekundäre Sukzession nach Nutzungsaufgabe und die Regeneration von Feuchtwiesen nach Wiederaufnahme der Bewirtschaftung.

In eu- bis mesotrophenten, zweischürigen Sumpfdotterblumenwiesen sorgen geringe Phytomasse und Mahd für hohen Lichteinfall. Bei Brache setzen sich im Ausgangsbestand vorhandene Hochstauden durch. Die Fähigkeit zu hoher Nährstoffaufnahme und interner Verlagerung verhelfen ihnen selbst bei abnehmender Stickstoffmineralisierung zur Vorherrschaft. Starke Lichtabsorption und Streubildung resultieren in Artenarmut. Bei der Regeneration ist mit dem Ernteentzug die biologische Aushagerung, der Rückgang der oberirdischen Phytomasse und ein höherer Lichteinfall verbunden. Aus dem Samenpotential keimende Pflanzen erhöhen die Artenzahl.

Fig. 8: Model of succession for vegetation processes: after abandonment (1) and the regeneration of meadows after reestablishment of the management (2).

Eu- to mesotrophic *Calthion* communities receive a high light input due to frequent mowing and low aboveground phytomass. After abandonment (1) preexisting tall herbaceous plants dominate the stand. The ability to high nutrient uptake and internal translocation of nutrients help them to dominate despite reduced mineralization of nitrogen. That results in a very low species diversity. Regeneration of meadows (2): mowing of this very productive vegetation and removal of the standing crop results in an impoverishment of nutrients that had been stored in the phytomass. That means reduced phytomass and a higher light input. Germination from the persistent seed bank increases the species diversity.

Die Bedeutung solcher Schlüssel-Eigenschaften kommt ebenso wie beim Brachfallen beim gegenteiligen Prozeß, der Wiederaufnahme der Nutzung zum Ausdruck: Durch die Mahd wird der Prozeß der Nährstoffakkumulation unterbrochen und in eine gegenläufige Richtung gelenkt. Mineralisation und Eintrag reichen offenbar nicht aus, um den Verlust durch den Ernteeutzug (biologische Aushagerung) auszugleichen. Bei zusätzlicher Düngung übersteht *Filipendula* in wiedergemähten Brachen auch zweimaligen Schnitt ohne deutliche Einbußen (WOLF et al. 1984, ROSENTHAL 1992a). Regenerationsversuche müssen also in erster Linie darauf abzielen, die dominanten Brachearten zu reduzieren, und durch die Wiederherstellung geeigneter mikroklimatischer Verhältnisse das Samenpotential im Boden zu aktivieren. Im Laufe der Feuchtwiesenregeneration werden neue Schlüssel-Eigenschaften wichtig: phänologische Einpassung in den Schnittrhythmus, Regenerationsfähigkeit nach Mahd und Aufbau eines aktivierbaren Samenvorrats im Boden (Abb. 8).

Im Gegensatz zu Brachen limitieren im Intensivgrünland die gravierend veränderten Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserhaushalt, Umbruch und Neuansaat) und ungeeigneter Diasporenvorrat den Regenerationserfolg (PFADENHAUER & MAAS 1987, BAKKER 1989). Fehlen die charakteristischen Feuchtwiesenarten, verzögert sich in jedem Falle die auf Einwanderung von Samen angewiesene Regeneration beträchtlich. In diesem Falle bliebe letztlich lokal die Möglichkeit der Einsaat von Samenmaterial aus den verbliebenen Feuchtwiesen der Region. Erfolgversprechend ist die Wiederherstellung von Feuchtwiesen dann, wenn – wie in der Oste-Niederung – keine schwerwiegenden Eingriffe in den Landschaftshaushalt erfolgten. Selbst bei geeigneten Standort- und Diasporen-Voraussetzungen können mähdangepaßte, aber „unerwünschte“ Arten die spätere Etablierung der selteneren Kennarten behindern (z.B. *Deschampsia caespitosa*).

Die Möglichkeit der Sukzessionslenkung in Feuchtwiesenbrachen erscheint uns geeignet, den sich abzeichnenden agrarstrukturellen Wandel auf Grenzertragsstandorten mit zeitweiliger Brache zumindest aufzufangen. „Rotationsbrachen“ (BOSSHARD et al. 1988) zum Beispiel lassen die Möglichkeit der Wiederaufnahme der Nutzung unter geänderten ökonomischen Rahmenbedingungen (Finanzierbarkeit von Pflegeeingriffen) auch nach mehreren Jahren noch offen. Zur Erhaltung der landschaftsökologischen Diversität ist es indes unverzichtbar, ein Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften zu bewahren. Auch aus Gründen der Erhaltung eines ausreichenden Diasporenreservoirs sind großflächige Brachelandschaften zu vermeiden. Periodisch wiedergenutzte Rotationsbrachen sind daher u.a. auch zur Regeneration der feuchtwiesen- und naturraumspezifischen „seedbank“ vorzuziehen. „Aufforstungen von Auwald“, wie dies für aufgekaufte Sumpfdotterblumenwiesen seitens der Behörden beabsichtigt ist, erscheint angesichts der kostengünstigen, ökologisch verträglichen Rotationsbrache verfrüht. Völlig absurd aus ökologischer und agrarökonomischer Sicht sind die letzten Intensivierungsversuche zur fragwürdigen Produktionssteigerung in den verbliebenen artenreichen Lebensräumen der Wassergreiskrautwiesen, die zugleich Zeugnis und Ergebnis einer bäuerlichen Kulturlandschaft (ELLENBERG 1986) sind!

Danksagung

Für die Mitarbeit bei der Anfertigung der Vegetationskarte (1991) danken wir Tobias LÜTKE, Herrn Hellmut LENSKI verdanken wir die Vegetationskarte von 1952, Herrn Weert GRÜNEFELD, Zeven, die Erlaubnis, auf seinem Grundstück Teile dieser Arbeit durchzuführen. Ganz herzlich danken wir Gabriele und Lukas LIENKAMP für die Grundwassermessungen, Marlies RÜCKMANN für Boden- und Pflanzenanalysen und Prof. Dr. Hermann CORDES für hilfreiche Diskussionsbeiträge und die stete Förderung der Oste-Arbeiten.

Literatur

- AL MUFTI, M.M., SYDES, C.L., FURNESS, S.B., GRIME, J.P., BAND, S.R. (1977): A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. – J. Ecol. 65: 759–791. Oxford.
- AMANI, M.R. (1980): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Grünland der Bachtaler um Suderburg. – Diss. Univ. Göttingen. 114 S.

- BAKKER, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting. — *Geobotany* 14: 400 S. Kluwer, Dordrecht.
- BERNING, A., STELZIG, V., VOGEL, A. (1987): Nutzungsbedingte Vegetationsveränderungen an der mittleren Ems. — In: SCHUBERT, R., HILBIG, W. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen, Teil 2: 98–109. Halle (Saale).
- BOLLER-ELMER, K. CH. (1977): Stickstoffdüngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorrassen. — Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 63: 103 S. Zürich.
- BORSTEL, U.O. von (1974): Untersuchung zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge. — Diss. Universität Gießen: 159 S.
- BOSSHARD, A., ANDRES, F., STROMEYER, S., WOHLGEMUTH, T. (1988): Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenriedes — Folgerungen für den Naturschutz. — *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel* 54: 181–220. Zürich.
- BÖTTCHER, W., SCHLÜTER, H. (1989): Vegetationsveränderung im Grünland einer Flußaue des Sächsischen Hügellandes durch Nutzungsintensivierung. — *Flora* 182: 385–418. Jena.
- BRIEMLE, G. (1986): Vergleich der Stickstoff-Mineralisation mit der N-Zahl Ellenberg's am Beispiel einer Streuwiese im Alpenvorland. — *Natur u. Landschaft* 61: 423–427. Köln.
- BROLL, G. (1991): Auswirkungen der Flächenstilllegung auf den Abbau der organischen Substanz am Beispiel einer Grünlandbrache. — *Verh. Ges. Ökol.* 19.3: 105–114. Göttingen.
- , SCHREIBER, K.F. (1985): Die mikrobielle Aktivität von Brachflächen unterschiedlicher Bewirtschaftung. — *Landw. Forsch.* 38: 28–34. Frankfurt/M.
- CORNELIUS, R., MEYER, G. (1991): Zur Bedeutung populationsbiologischer Forschung für den speziellen Artenschutz. — In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. — *Ber. aus d.ökol.Forsch.* 4: 119–130. Jülich.
- CRAWFORD, R.M.M., STUDER, C., STUDER, K. (1989): Deprivation indifference as a survival strategy in competition. Advantages and disadvantages of anoxia tolerance in wetland vegetation. — *Flora* 182: 189–201. Jena.
- DIERSCHKE, H. (1969): Die naturräumliche Gliederung der Verdener Geest. — *Forsch. z. dt. Landeskd.* 177: 113 S. Bonn-Bad Godesberg.
- (1985): Experimentelle Untersuchungen zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen. I. Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972–1984. — In: SCHREIBER, K.F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. *Münstersche Geogr. Arb.* 20: 9–24. Paderborn.
- (1990): Syntaxonomische Gliederung des Wirtschaftsgünlandes und verwandter Pflanzengesellschaften (Molinio-Arhenatheretea) in Westdeutschland. — *Ber.d.Reinh. Tüxen-Ges.* 2: 83–89. Hannover.
- , WITTIG, B. (1991): Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland) — Veränderungen in 25 Jahren (1963–1988). — *Tuexenia* 11: 171–190. Göttingen.
- DIERSSEN, K. (1989): Extensivierung und Flächenstilllegung — Naturschutz in der Agrarlandschaft im Widerstreit zwischen Pflegenutzung und spontaner Entwicklung. Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein, Grüne Mappe 1989: 18–24. Kiel.
- EGLOFF, T. (1986): Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen. — Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 89: 183 S. Zürich.
- , NAEF, E. (1982): Grundwasserstandsmessungen in Streuwiesen des unteren Reusstales. — *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel* 49: 154–194. Zürich.
- EHRENDORFER, F. (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. — 318 S. Fischer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationsgliederung. — 136 S. Ulmer, Stuttgart.
- (1977): Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. — *Oecol. Plant.* 12: 1–22. Paris.
- (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. — 4. Aufl. 989 S. Ulmer, Stuttgart.
- , WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIßEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. — *Scripta Geobot.* 18: 248 S. Göttingen.
- ELLENBERG, H. jun. (1989): Eutrophierung — das gravierendste Problem im Naturschutz. — *NNA-Berichte* 2(1): 4–13. Schneverdingen.
- GANZERT, CH., PFADENHAUER, J. (1988): Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. — *Nat.schutz u. Landschaftspfll. in Nieders.* 16: 64 S. Hannover.
- GERLACH, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettomineralisation. — *Scripta Geobot.* 5: 115 S. Göttingen.
- GISI, U., OERTLI, J.J., (1981): Ökologische Entwicklung im Brachland verglichen mit Kulturwiesen. I–IV. — *Acta Oecol./Oecol. Plant.* 2(16): 7–21; 76–86; 165–175; 233–249. Montreuil, Paris.

- GRIME, J.P., HODGSON, J.G., HUNT, R. (1988): Comparative plant ecology. – 742 S. Unwin Hyman, London.
- KAPFER, A. (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. Bot. 120: 144 S. Bornträger, Stuttgart.
- KLAPP, E. (1971): Wiesen und Weiden. – 4. Aufl.: 620 S. Parey, Berlin.
- , OPITZ VON BOBERFELD, W. (1990): Taschenbuch der Gräser. – 12. Aufl.: 284 S.; Parey, Berlin; Hamburg.
- KÖLBEL, A., DIERSSEN, K., GRELL, H., VOSS, K. (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes – Konsequenzen für „Extensivierung“ und „Flächenstilllegung“. – Kieler Notizen 20(2):67–89. Kiel.
- LENSKI, H. (1953): Grünlanduntersuchungen im mittleren Oste-Tal. – Mitt. Flor.-Soz. Arbgem. N.F.4: 26–58. Stolzenau.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. – In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Sukzessionsforschung. Ber. Inter. Symp. Rinteln (1973): 613–617. Cramer, Vaduz.
- MEISEL, K. (1969): Zur Gliederung und Ökologie der Wiesen im nordwestdeutschen Flachland. – Schr. Reihe f. Vegetationskde. 4: 23–48. Bonn-Bad Godesberg.
- (1977): Flutrasen des nordwestdeutschen Flachlandes. – Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F. 19/20: 211–217. Todenmann, Göttingen.
- (1979): Veränderungen der Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. – Ber. Internat. Fachtagung Pflanzensoziol., Land- u. Almwirtschaft 1978:57–67. Gumpenstein.
- , HÜBSCHMANN, A.v. (1975): Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. – Schr. Reihe f. Vegetationskde. 10: 109–124. Bonn-Bad Godesberg.
- MÜLLER, J., ROSENTHAL, G. (1989): Mechanismen der Dominanzentwicklung in Pflanzenbeständen und ihre Bedeutung für die Sukzessionslenkung. – Verh. Ges. Ökologie 19.1: 135. Göttingen.
- OBERDORFER, E., (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. – 2. Aufl., Teil III., 455 S., Fischer, Stuttgart.
- (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 6. Aufl. Umer, Stuttgart.
- OOMES, M.J.M., MOOI, H. (1985): The effect of management on succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. – In: SCHREIBER, K.F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Münst. Geogr. Arb. 20: 59–65. Paderborn.
- PFADENHAUER, J., KAPFER, A., MAAS, D. (1987): Renaturierung von Futterwiesen auf Niedermoor- torf durch Aushagerung. Natur und Landschaft 62: 430–434. Köln.
- , MAAS D. (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. – Flora 179: 85–97. Jena.
- REIF, A., TECKELMANN, M., SCHULZE, E.-D. (1985): Die Standortsamplitude der Großen Brennessel (*Urtica dioica* L.) – eine Auswertung vegetationskundlicher Aufnahmen auf der Grundlage der Ellenbergschen Zeigerwerte. Flora 176:365–382. Jena.
- ROSENTHAL, G. (1992a): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen – Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. – Diss. Bot. Bd.182, 283 S. Bornträger, Stuttgart.
- (1992b): Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtwiesen. – NNA-Ber. (im Druck). Schne- verdingen.
- , MÜLLER, J., CORDES, H. (1985): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen zur Sukzes- sion auf feuchtem Grünland. – Verh. Ges. Ökol. 13: 235–242. Göttingen.
- , MÜLLER, J. (1988): Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal – Ein Vergleich 1952–1987. – Tuexenia 8: 79–99. Göttingen.
- RYSER, P. (1990): Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grass- land. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Stift. Rübel 104: 71 S. Zürich.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad-Württ. 22: 325 S. Karlsruhe.
- (1982): Einfluß der Streuzersetzung auf die Vegetationsentwicklung brachliegender Rasengesellschaften. – Tuexenia 2: 209–219. Göttingen.
- (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. – Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 57/58: 33–62. Karlsruhe.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.P. (1966): Bodenkundliches Praktikum. – Parey, Hamburg, Berlin.
- SCHLÜTER, H., BÖTTCHER, W., BASTIAN, O. (1990): Vegetation change caused by landuse intensifica- tion – examples from the hilly country of Saxony. – Geojournal 22: 167–174. Dordrecht.
- SCHMIDT, W. (1978): Änderungen in der Stickstoffversorgung auf Dauerflächen in Brachland. – Vege- tatio 36: 105–113. Dordrecht.

- SCHREIBER, K.F. (1987): Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. – In: SCHUBERT, R., HILBIG, W. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen Teil 2: 275–284. Halle(Saale).
- , SCHIEFER, J. (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. – In: SCHREIBER, K.F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geogr. Arb. 20: 111–153. Paderborn.
- SCHWAAR, J. (1990): Grünlandbrachen im nordwestdeutschen Flachland; Ergebnisse langjähriger vegetationskundlicher Untersuchungen. – NNA-Berichte 3/2: 92–97. Schneverdingen.
- SCHWARTZE, P. (1992): Einfluß unterschiedlicher Pflegemaßnahmen auf Vegetation, Stickstoffverfügbarkeit und Aufwuchs nordwestdeutscher Feuchtgrünlandgesellschaften. – Diss. Bot. Bd.183: Bornträger, Stuttgart.
- STÖCKLIN, J., GISI, U. (1985): Bildung und Abbau der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen. In: SCHREIBER, K.F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geogr. Arb. 20: 101–109. Paderborn.
- VERHOEVEN, J.T.A., VAN BEEK, S., DEKKER, M., STORM, W. (1983): Nutrient dynamics in small mesotrophic fens surrounded by cultivated land. I. Productivity and nutrient uptake by the vegetation in relation to the flow of eutrophicated ground water. – *Oecologia* 60:25–33. Berlin.
- WEBER, H.E. (1983): Vegetation der Haaren-Niederung am Westrande der Stadt Oldenburg – Ein Beitrag zur Problematik brachgefallener Feuchtwiesen. – *Drosera* 83(2): 87–116. Oldenburg.
- WILLEMS, J.H.W. (1985): Growth form spectra and species diversity in permanent grassland plots with different management. – In: SCHREIBER, K.F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Münst. Geogr. Arb. 20: 35–43. Paderborn.
- WILMANNNS, O. (1989): Zur Entwicklung von Trespenrasen im letzten halben Jahrhundert: Einblick-Ausblick-Rückblick, das Beispiel des Kaiserstuhls. – *Düsseldorfer Geobot. Koll.* 6: 3–17. Düsseldorf.
- WOLF, G. (1979): Veränderung der Vegetation und Abbau der organischen Substanz in aufgegebenen Wiesen des Westerwaldes. – *Schr. Reihe f. Vegetationskde.* 13: 117 S. Bonn-Bad Godesberg.
- , WIECHMANN, H., FORTH, K. (1984): Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. – *Natur und Landschaft* 59(7/8): 316–322. Köln.

Dr. Josef Müller
 Dr. Gert Rosenthal
 Heiko Uchtmann
 Fachgebiet Geobotanik, Vegetationskunde
 und Naturschutz
 FB 2, Universität Bremen
 2800 Bremen 33