

# Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstaunungen

Wolfgang Kundel

## Synopsis

Since 1987 positive results for nature protection have been strived for by wintery artificial inundation of no longer fertilized grasslands in the "Bremer Flußmarsch" (marsh). This was done especially for wintering waterfowl and meadowbirds (wadern). Vegetational studies of permanent plots show that lasting changes occur in vegetation with increasing intensity of inundation (duration, level of inundation). In grassland inundated for a very long period (> 150 days) the number of species, the vegetation cover and the number of herbs decreases. There is also a lack of *Molinio-Arrhenatheretea* and of support for *Phragmitetea*-species. In grasslands which have been inundated for only a brief period (< 50 days) or not at all, an increase in the number of species and herbs is established. *Molinio-Arrhenatheretea* species remain dominant.

On account of the inundation gradient, the number of species and  $\beta$ -diversity increases over the whole area. The fresh settlement of *Molinietalia*-species, however, is low. Grassland produce and feeding qualities of the areas over the years are very inconsistent. The success of this measure and problems are discussed out of the perspective of vegetation experts and consequences are named.

*Grünland, Feuchtgrünland, künstliche Überstaunung, Naturschutz, Dauerflächen, Ertragsuntersuchungen*

## 1. Einleitung

Die Zielkonzeption für die Extensivierung von Feuchtgrünland, wie hier im Zusammenhang mit Ausgleichsmaßnahmen (BLANK & DÖSCHER 1990), sieht für Teilareale der Bremer Flußmarschen auch die winterliche Überstaunung innerhalb von Poldern vor. Vorrangige Zielsetzung ist die Förderung des winterlichen Rastvogelgeschehens und die Entwicklung geeigneter Bruthabitate für Wiesenvögel (vgl. HANDKE 1993).

Die hier vorgestellten vegetationskundlichen Untersuchungen im Rahmen der Beweissicherung über Ausgleichsmaßnahmen behandeln folgende Fragen:

- Was bedeutet die winterliche Polderung für die Grünlandvegetation, welche wesentliche Effekte (Vegetationszusammensetzung, Artenzahlentwicklung u.a.) begleiten den zu erwarteten Grünlandwandel?
- Welche Folgen ergeben sich für die landwirtschaftliche Bewirtschaftung?
- Welche Konsequenzen für die Pflegeplanung leiten sich aus den Untersuchungen ab?

Bei der untersuchten Vegetation handelt es sich um im Naturraum verbreitete Grünlandgesellschaften mit großflächigen Anteilen des *Lolio-Cynosuretum typicum et lotetosum*, sowie untergeordnet der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, kennartenarme *Molinietalia*-Gesellschaften und *Ranunculo-Alopecuretum geniculati typicum* und Subass. von *Glyceria fluitans* (MEISEL 1977).

Da das Projekt erst 1996 seinen Abschluß findet, sind Bewertungen auf Grundlage eines fünfjährigen Untersuchungszeitraums als Zwischenergebnisse zu betrachten.

Dem Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung Bremen insbesondere Herrn Dipl.-Ing. W. Blank gilt als Auftraggeber unser Dank.

## 2. Methodische Grundlagen, Klima und Stauhaltung

In den Jahren 1986/87 wurden in einem 50 ha großen Flutpolder (s. dazu HANDKE 1993) 25 Dauerflächen in repräsentativen Grünlandbeständen angelegt. Die Dauerflächen haben eine Gesamtgröße von 25 qm. Daneben erfolgte eine Untergliederung in eine 4 qm große Kernfläche, die eine präzisere Erfassung der prozentual geschätzten Deckungsgrade der Arten (nach SCHMIDT 1974) erlaubt. Hier vorgelegte Ergebnisse (1987-1991) beziehen sich auf Erfassungen von Anfang bis Mitte Juni (Mähflächen) bzw. Mitte Juni-Anfang Juli (Weiden) jeden Jahres. An acht (bis zwölf) Dauerflächen (im Mähareal) wurden seit 1987 unmittelbar vor dem frühestmöglichen Schnittermin am 15.6. Grasproben gewonnen (3 qm beerntet), die seit 1988 die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln auf wichtige Grundfutterparameter analysierte. Im Jahr 1987

gewonnene Heuproben wurden auf ihr Trockenmasse-Gewicht geschätzt (86 %-Heugewicht). Ergebnisse aus 1992 werden aufgrund ihres Informationswerts berücksichtigt.

Angaben über Länge und Höhe der Überstauung resultieren aus wöchentlichen kontrollierten Grabenpegeln. Die Höhenlage der Probeflächen ergibt sich aus einem großmaßstäbig angelegtem Höhennivellement, auf dem die Gebietsplanung mit der räumlichen Unterteilung in drei hydrologisch getrennt steuerbare Teilpolder beruht (Planungsgrundlagen der Planungsgruppe Grün/Bremen).

Das Klima von Bremen ist atlantisch geprägt und durch wintermilde Temperaturen und Niederschlagsmaxima in den Winter- und Hochsommermonaten gekennzeichnet (BÄTJER & HEINEMANN 1980). Abweichend vom langjährigen Mittel (1930-1971) wurden in den Jahren 1987-1992 z.T. deutlich andere Witterungsabläufe in den für den ersten Grünlandaufwuchs wichtigsten Monaten April und Mai festgestellt. Die Niederschlagssummen für April und Mai bleiben z.T. deutlich unter dem langjährigen Mittel (1988: -64,7%, 1989: -25,1%, 1990: -33,9%, 1991: -48,1%, 1992: -9,5%), die Temperaturen kennzeichnen die Frühjahre mit Ausnahme des Jahres 1991 als überdurchschnittlich warm.

Die Überstauung wird i.d.R. Mitte November mit Hilfe eines Einlaßbauwerks über das "Einfangen" hochauflauender Tiden der Ochtum (Güteklasse II-III) eingeleitet; für die Grünlandüberstauung wurde die Stauhaltungperiode bis Mitte März terminiert. Allerdings wurde keine starre Stauhaltung im Berichtszeitraum praktiziert, vielmehr ist die Handhabung Bestandteil des jährlich fortschreibepflichtigen Pflegeplans unter Berücksichtigung der Erkenntnisse der wissenschaftlichen Beweissicherung. Insbesondere aus avifaunistischen Gründen (Frühjahrsdurchzug) ergab sich in einigen Jahren eine deutlich längere als geplante Stauperiode:

1987/88 : im Zeitraum Dezember bis Anfang März, vergleichsweise kurze Stauperiode

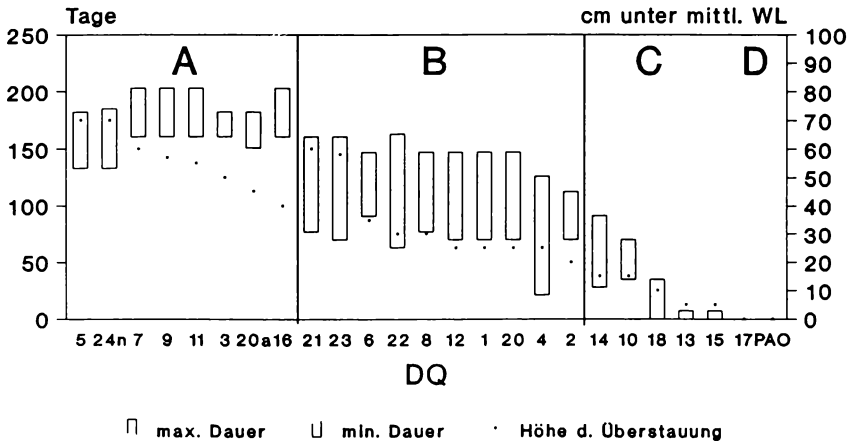
1988/89 : Mitte November bis Anfang Mai, sehr lange Stauperiode mit maximaler Einstauhöhe im Frühjahr

1989/90 : Mitte November bis Ende März

1990/91 : Mitte November bis Mitte April, lange Stauperiode, Wasserstände im Frühjahr nicht erhöht

1991/92 : wie im Vorjahr

Für die hier behandelten Dauerflächen resultieren daraus, basierend auf drei Stauperioden (1988/89 bis 1990/91), unterschiedliche Intensitäten der Überstauungseffekte (Zeitdauer und Höhe, s. Abb. 1).



Angabe über Dauer der Überstauung erfolgt in Tagen, die Überstauungshöhe in cm Wassertiefe (Bezug NN + 2,70 m).

**Abb. 1:** Minimale und maximale Überstauungsdauer und maximale Überstauungshöhen der Dauerflächen (N = 25) auf Grundlage der drei Stauperioden 1988/89 -1990/91.

Danach ist folgende Gruppierung der Dauerflächen (DQ) möglich:

- Gruppe A ("sehr lang überstaut"): Acht DQ sind durchschnittlich 150-200 Tage überstaut. Die Überstauhöhe beträgt max. 40-70 cm
- Gruppe B ("lang überstaut"): Zehn DQ erreichen, wie in 1988/89, das untere zeitliche Überstauniveau von Gruppe A, kürzere Stauperioden führen zur minimalen Überstauung von 40-70 Tagen. Die Überstauhöhe beträgt max. 20-60 cm.
- Gruppe C ("kurz überstaut"): fünf DQ sind wenige Tage bis max. 70 Tage überstaut. Aufgrund der Höhenlage ergibt sich nur ein flacher Überstau im Bereich der Grasnarbe (< 15 cm).
- Gruppe D ("nicht überstaut"): zwei DQ werden nicht überstaut.

Die Gruppen C und D werden für diese Auswertung als "kurz bis nicht überstaut" (C/D) zusammenfassend betrachtet.

Die Nutzungsformen können hier nicht zur weiteren Untergliederung berücksichtigt werden; die Dauerflächen werden in der Reihenfolge Standweide (S), extensive Mähstandweide (M) und Wiese (2-schürig (W)) wie folgt bewirtschaftet: (N = S/M/W) Gruppe A: (3/2/3), Gruppe B: (5/1/4), Gruppe C/D: (1/4/2).

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Auswirkungen auf die Vegetationsbedeckung

Abb. 2 zeigt einen erheblichen Rückgang der Vegetationsbedeckung in A und B in 1989 ("Narbenschäden"). Bei völliger Zerstörung eines *Lolio-Cynosuretum typicum*-Bestands wurde im Extremfall nur eine Vegetationsbedeckung von 15% nachgewiesen. In den nachfolgenden Jahren erreichte die Vegetationsbedeckung bei kürzeren Überstauungsperioden sowohl in A und B höhere Werte. Ein Narbenschluß wurde hier auch im vierten Jahr im Gegensatz zu C/D nicht erreicht. Die Kräuter erlitten in A kontinuierlich, in B fluktuierend Einbußen von durchschnittlich 35%- auf 11%-Deckung (A) bzw. 49%- auf 25%-Deckung (B). In C/D wurde bei den Kräutern ein Anstieg der Deckung verzeichnet (von im Durchschnitt 30%- auf 48%-Deckung). In länger überstautem Grünland waren vorrangig Gräser an der Regeneration beteiligt.

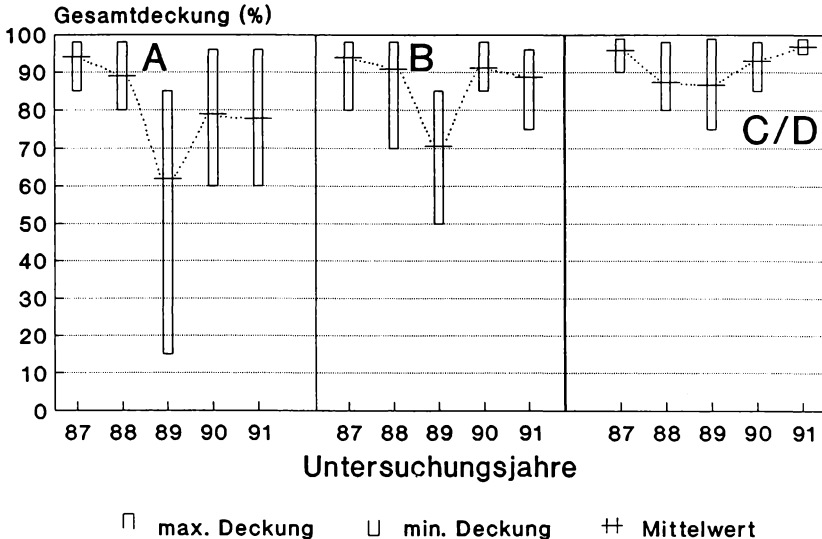
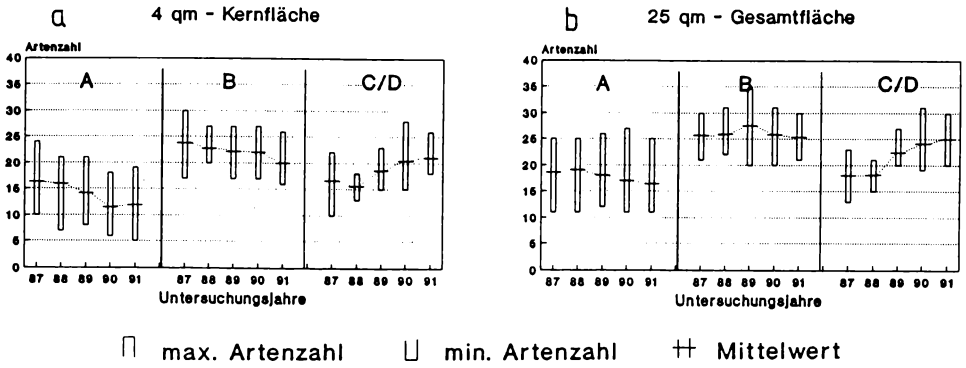


Abb. 2: Entwicklung der Vegetationsbedeckung (Gesamtdeckung).

#### 3.2 Entwicklung der Artenzahlen

Auf der Grundlage der 4 m<sup>2</sup>-Kernfläche in den Dauerquadraten ergaben sich nahezu kontinuierliche Rückgänge der mittleren Artenzahlen in A und B (Abb. 3a). Demgegenüber stiegen die Artenzahlen in C/D deutlich an. Für die größere Gesamtfläche (25 m<sup>2</sup>) konnte dieses Ergebnis nicht für alle Gruppen bestätigt werden (Abb. 3b).



**Abb. 3a,b:** Artenzahlentwicklung in den Dauerflächen: a) 4 m<sup>2</sup>-Kernfläche, b) 25 m<sup>2</sup>-Gesamtfläche.

In A ergab sich zwar ein leichter Rückgang der mittleren Artenzahl, die Schwankungsamplituden von maximalen und minimalen Artenzahlen waren hingegen nahezu unverändert. In B wurde in 1989 sogar eine leicht erhöhte mittlere Artenzahl ermittelt. Für C/D stieg auch auf der größeren Fläche die Artenzahl deutlich an. Die in Abhängigkeit der Flächengröße nachgewiesene Unterschiedlichkeit der Artenzahlentwicklung läßt ähnliche Effekte vermuten, wie sie KRÜSI (1978) bei Untersuchungen von Brachesukzessionen nachwies: eine Verminderung der Bestandshomogenität kann auf kleinerer Fläche eine Artenverarmung verursachen, ohne Entsprechung auf größerer Probefläche zu finden.

Die Gesamtartenzahlentwicklung unterstreicht diesen Aspekt. Danach ergab sich, bezogen auf die Ausgangssituation in 1987, für A eine Artenverarmung (-7 Arten, -14%), in B kumulierte der Artenanstieg in 1989 (+8 Arten, +14%), in C/D wurde ab 1989 eine Erhöhung der Artenzahlen (+12 Arten, +31%) festgestellt. Für die Gesamtfläche der untersuchten Bestände resultierte daraus eine Erhöhung der Gesamtartenzahl (+13 Arten, +21%).

### 3.3 Zur Herkunft neu nachgewiesener Arten

Unter Berücksichtigung der pflanzensoziologischen Stellung der neu in den Untersuchungsflächen etablierten Pflanzenarten lassen sich folgende Ergebnisse feststellen (Tab. 1): Zugewinne wurden 1989 überwiegend bei Arten nachgewiesen, die nach ELLENBERG & al. (1991) Schwerpunktverbreitung als "Krautige oft gestörter Plätze" zeigen (z.B. *Gnaphalium uliginosum*, *Matricaria spec.*, *Sonchus spec.*, *Bidens spec.*, *Juncus bufonius*, *Rorippa palustris et sylvestris*) sowie bei Gehölzen (Keimlinge) und Ried-/Röhrichtarten (z.B. *Rorippa amphibia*, *Alisma plantago-aquatica*). Die Präsenz neuer Arten korreliert mit der festgestellten Narbenlückigkeit. Die Veränderungen bei den Grünlandarten sind hingegen gering.

**Tab. 1:** Pflanzensoziologische Zuordnung der Arten in den Dauerflächen (1987/1989/1991), n. ELLENBERG & al. 1991; auffällige Zugewinne in ( ).

	1987	1989	1991
Wirtschaftsgrünland			
- Feuchtwiesen	5	5	5
- Frischwiesen	10	11	11
- Sonstige	14	13	13
Röhrichte/Rieder	7	11 (+4)	12 (+5)
Kleinseggenrieder	5	6	6
Krautige, gestörter Plätze			
- Flutrasen	6	6	6
- Sonstige	11	20 (+9)	15 (+4)
Gehölze (Kgl.)	0	2	1
Sonstige Gruppen	13	14	16 (+3)
<b>Summe Arten</b>	<b>71</b>	<b>88</b>	<b>84</b>

### 3.4 Pflanzensoziologische Veränderungen des Artenspektrums

Die Veränderungen zwischen 1987 und 1991 lassen sich als pflanzensoziologische Spektren (mittlere Deckung in % für die jeweilige pflanzensoziologische Gruppe) darstellen (Tab. 2). Im Gegensatz zu ELLENBERG & al. (1991) wird die in der Marsch besonders formen- und ökotypenreiche Artengruppe *Agrostis alba* (vgl. WEBER 1928) hier unter "Sonstige" geführt. Danach war in A ("sehr lang überstaut") ein nahezu vollständiger Rückgang der Arten des Wirtschaftsgrünland allein zugunsten der Phragmitetea-Arten zu verzeichnen. In B ("lang überstaut") waren Einbußen der mittleren Deckung von Arten des Wirtschaftsgrünlandes erheblich (z.B. Cynosurion-Arten: -45,9 D-%, Molinio-Arrhenatheretea-Arten: -30,0 D-%). Demgegenüber erhöhte sich z.B. die Deckung der *Agrosti*etea- und der *Caricetea nigrae*-Arten (hier ausschließlich *Agrostis canina*) sowie der sonstigen Ruderalen (u.a. *Agropyron repens*). In C/D ("kurz/nicht überstaut") waren grundsätzliche Veränderungen weniger auffällig. Einbußen ergaben sich bei Arrhenatheretalia-Arten und sonstigen Ruderalen (insb. *Agropyron repens*); eine Förderung erfuhren die Sonstigen (*Agrostis gigantea et intermedia*, *Ranunculus repens*).

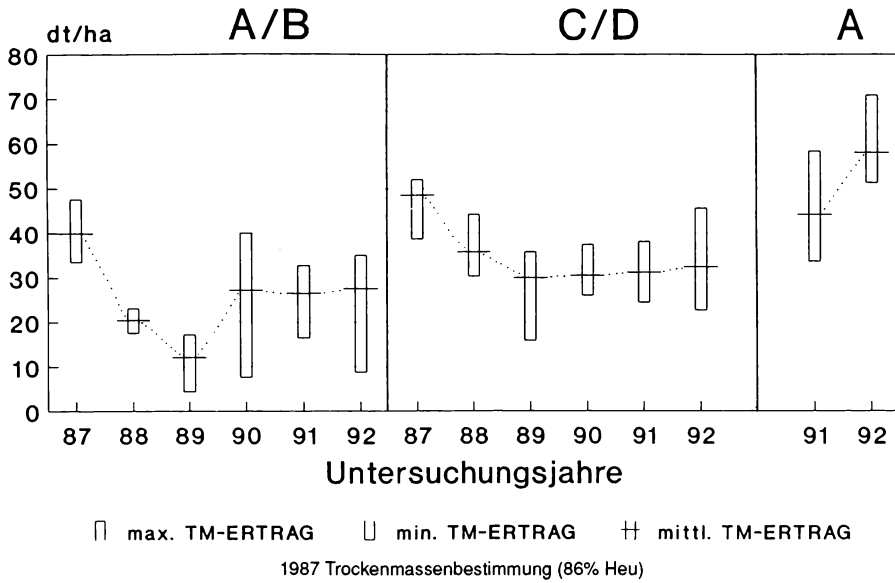
**Tab. 2:** Vergleich der pflanzensoziologischen Spektren der mittleren Deckung (in %) von 1987 auf 1991 (Zuordnung der Arten nach ELLENBERG & al. 1991).

	Kat. A		Kat. B		Kat. C/D	
	1987	1991	1987	1991	1987	1992
Cynosurion	20.5	0.2	56.2	10.3	31.6	36.2
Arrhenatheretalia	0.1	0	3.4	0.1	7.3	2.2
Molinietaalia	0.4	0.2	0.9	0.1	0	0.1
Mol.-Arrhenatheretea	24.4	1.8	49.8	19.8	59.2	56.2
Agrostietea	19.8	19.9	2.6	11.7	3.4	1.6
Plantaginetea	0.1	0.1	0.4	0.3	0	0.1
sonstige Ruderale	12.6	12.3	2.7	11.7	21.7	5.7
Caricetea nigrae	3.9	1.8	2	8.4	0.1	0.6
Phragmitetea	14.3	43.1	2.6	5.8	0	0.1
Indiff./Sonstige (incl. <i>Agrostis alba</i> s.l.)	50.3	23.6	49	54.7	30.7	50.1

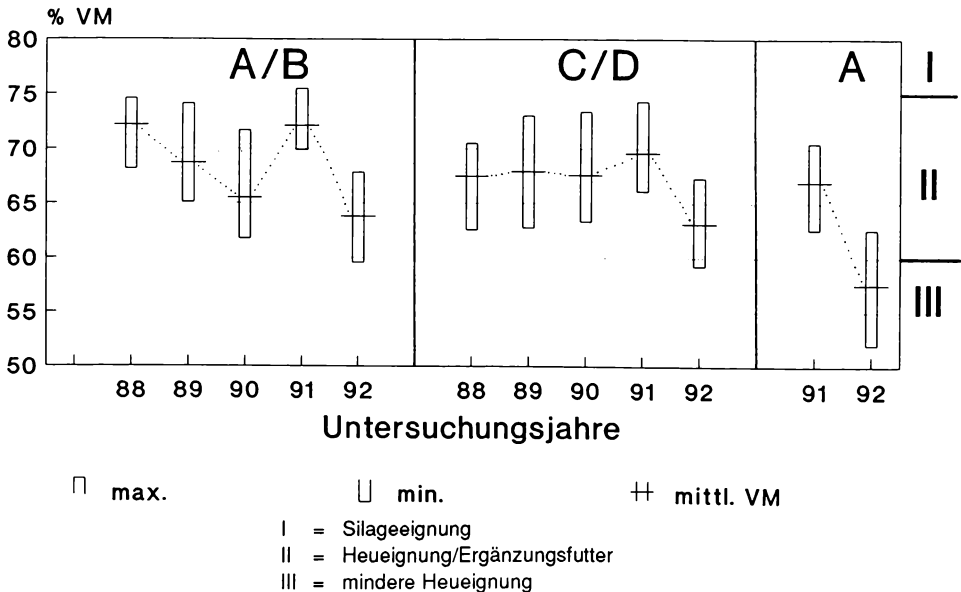
   deutlicher Rückgang                         deutlicher Anstieg

### 3.5 Veränderungen im Grundfutterertrag und in der Futterqualität

In sehr lang und lang überstauten Beständen (A und B) wurden gegenüber 1987 in 1988 und 1989 erhebliche Ertragseinbußen zum ersten Schnitt Mitte Juni festgestellt (Abb. 4). Der Anstieg des Ertrags der Trockenmasse (TM-Ertrag) in den Folgejahren erfolgte mit weiten Spannen, in Abhängigkeit des speziellen Wandels der Bestände und der etablierten Dominanzbildnern: z.B. erbrachte der Knickfuchsschwanzrasen in 1992 9 dt/ha, der *Phalaridetum*-Initialbestand 35 dt/ha. Auch in kurz/nicht überstauten Beständen (C und D) waren von einem höheren Niveau der ehemals produktiveren, weil stärker gedüngten Bestände, TM-Ertragseinbußen rasch erfolgt mit der Tendenz zu einer Ertragsstabilisierung bei durchschnittlich 30 dt/ha. Soweit ein Leguminosenzuwachs stattfand, konnte in jüngster Zeit auf Teilflächen auch ein erneuter Anstieg des TM-Ertrags auf das Niveau der Ausgangssituation ermittelt werden. 1991 und 1992 wurden zudem monostrukturelle, artenarme Ried-/Röhricht-Bestände beprobt (Kategorie A in Tab. 2), die sich in sehr lang überstauten Muldenlagen (>150 Tage) zunehmend ausdehnen (*Glyceria maxima*-*Phalaris arundinacea*-Bestand, *Carex gracilis*-Bestand, *Eleocharis palustris*-Bestand). Zum Termin Mitte Juni erreichten diese Bestände sogar die höchsten TM-Erträge im Polder (z.B. *Glyceria*-"Militzwiese": 71 dt/ha in 1992). Die hohe Ertragsfähigkeit dieser an die extremen standörtlichen Gegebenheiten angepassten Vegetation ist in der Grünlandwirtschaft natürlich überschwemmter Auen bekannt (vgl. MEYER 1957, KLAPP 1971).



**Abb. 4:** Ertragsentwicklung des ersten Aufwuchses (Mitte Juni) in Mähflächen unterschiedlicher Überstauungsintensität; A/B = sehr lang-lang überstaut (N = 4), C/D = kurz-nicht überstaut (N = 4), A = sehr lang überstaute Ried-Röhrichtbestände (N = 3); TM-Ertrag in dt/ha.



**Abb. 5:** Entwicklung der Verdaulichkeit des ersten Aufwuchses (s. Erläuterungen Abb. 4); VM = verdauliche Masse in %; Angaben der Verwendungsmöglichkeiten folgen BRIEMLE & al. (1991).

Aus landwirtschaftlicher Sicht ist die Frage der Konservierung und Verwertung des Grundfutters maßgeblich mit der Qualität des Aufwuchses verbunden. Bei begrenzter Futteraufnahme der Weidetiere kommt der Verdaulichkeit der Graskonserve für die Energieverwertung besondere Bedeutung zu (vgl. DAHMEN 1991, MÄHRLEIN 1990). Für die Ausgangssituation 1987 sind keine Werte nach dem Verfahren des Hohenheimer Futterwerttests

ermittelt worden. Für die Periode 1988-1992 jedoch können folgende Ergebnisse festgestellt werden (Abb. 5): Die ermittelten Daten der einzelnen Jahre lassen nur begrenzte Aussagen zum Entwicklungstrend der Verdauulichkeit zu. Mit Ausnahme von 1991 wäre dieser für sehr lang und lang überstaute Bestände (A/B) negativ, für kurz und nicht überstaute Bestände (C/D) einschließlich 1991 positiv zu bewerten. Auch Röhrlichtbestände (A) erreichten 1991 überraschend hohe Verdauulichkeitswerte, die sich 1992 allerdings nicht wiederholten. Nach BRIEMLE & al. (1991) signalisieren z.B. Verdauulichkeitswerte > 60 % verdauliche Masse (VM) Konservierungsmöglichkeiten als Heu, mit der Eignung als Ergänzungsfutter in der Milchviehhaltung. Offenkundig hatten unterschiedliche Witterungsabläufe im Frühjahr (hier: 1991 unterdurchschnittlich kühl, 1992 überdurchschnittlich warm) erheblichen Einfluß auf den Alterungsprozeß der Grünlandbestände. Überstaute Vegetationsflächen, insbesondere Röhrlichte und Rieder auf feuchten Standorten, werden bei kühler Frühjahrswitterung in der phänologischen Entwicklung stärker gehemmt als Bestände trockenerer Standorte. Diese Hemmung der Alterung kommt aber offensichtlich in wärmeren Jahren (1992) nicht zum Tragen. Aktuell deutlich verminderte Verdauulichkeitswerte scheinen dies anzuzeigen. Insbesondere obergrasreiche Röhrlichte weisen eine stark verminderte Verdauulichkeit und damit geringe Heuqualitäten auf (vgl. KUNZMANN 1989).

#### 4. Diskussion

Die Vernässung von Grünland durch winterliche Überstauung war aus vegetationskundlicher Sicht bei den vorliegenden Rahmenbedingungen (Überstauungsintensitäten, Witterung während und nach der Stauperiode) und aus dem Blickwinkel der Ausgangsvegetation eine Maßnahme mit anfänglich "katastrophalen" Begleiteffekten (Narbenschäden u.a.), wie sie auch RAABE (1960) bei vergleichbar "natürlichen" Hochwasserereignissen für Grünland feststellte. Selbst nach mehrjährigen, allerdings vom Wassermanagement her unterschiedlichen Stauperioden, ist eine Konsolidierung einer auf die veränderten Standortbedingungen angepaßten Grünlandvegetation ("quasi-stabile Dauerstadien") noch nicht bzw. allenfalls partiell abgeschlossen. Bei mehr als 150 Tagen Überstauung werden ausschließlich Arten der Röhrlichte i.w.S. begünstigt, Grünlandarten haben keine Bedeutung mehr. Da der hier untersuchte Staupolder unterschiedlich von Überstauung betroffene Bereiche (nicht bis sehr lang überstaut) aufweist, resultiert in Verbindung mit anderen Maßnahmen der Extensivierung (keine Düngung, frühestmögliche Mahd zum 15.6., Begrenzung des Viehbesatzes u.a.) konkret eine Erhöhung der  $\beta$ -Diversität entlang des Überstauungsgradienten sowie der Gesamtartenzahl. In den Grundzügen sind dies umgekehrt proportionale Effekte, wie sie nach Minderung der Überschwemmungen in Auengrünländereien nachgewiesen wurden (vgl. SMEETS & al. 1980). Am Artenzugewinn sind aber insbesondere "Störzeiger" des Grünlandes beteiligt. Diese Arten sind häufig Bestandteile des Samenspeichers von Grünlandböden (ALTENA & MINDERHOUD 1972), erreichen jedoch nur nach Störungen, wie sie hier die Überstauung bewirkt, in der aktuelle Vegetation Bedeutung. "Echte" Neubesiedler sind kaum bemerkenswert; neu etablierte Arten entstammen meist den angrenzenden Gewässern oder Ruderalflächen. Rückläufige mittlere Artenzahlen in längerfristig überstauten Bereichen können nur teilweise mit Artenverarmung in Verbindung gebracht werden, Ursache dürfte vielmehr auch die abnehmende Bestandshomogenität sein. Ein Anstieg der  $\beta$ -Diversität ergab sich in kurz und nicht überstauten, allerdings ehemals intensiver bewirtschafteten Grünlandbeständen. Dafür werden primär jedoch "Aushagerungsvorgänge" (in Verbindung mit Überstauungseffekten) verantwortlich gemacht. Eine verminderte Bestandsdichte und -höhe infolge einer geringeren Biomasseproduktion ist meist die Voraussetzung für die Ansiedlung konkurrenzschwacher (mesophiler) Arten (vgl. BAKKER 1989). Ob in naher Zukunft spontane Neuan siedlungen oder gelenkte "Ansabungen" überstauungstoleranter Grünlandarten möglich sind, wird wichtiger Bestandteil anlaufender Untersuchungen zum Samenspeicher der Überflutungsstandorte und der Keimfähigkeit ausgewählter Arten sein. Obwohl im nahen Umfeld vorhanden, sind der Ansiedlung typischer Arten des *Calthion* (*Caltha palustris*, *Senecio aquaticus* u.a.) bzw. charakteristischer Begleiter möglicherweise aufgrund des durch starke Schwankungen gekennzeichneten Bodenfeuchte- und -lufthaushalts der hier ausgebildeten Auenlehmstandorte Grenzen gesetzt (vgl. KUNZMANN 1989, ROSENTHAL 1992); andere Arten z.B. *Bromus racemosus*, *Rhinanthus serotinus* u.a. dürfen nach derzeitigen Erkenntnissen wohl generell nicht oder nur als bedingt überstauungstolerant angesehen werden (vgl. FRESCO 1980, MEISEL 1969).

Eine mittelfristige Förderung hochgradig gefährdeter und schutzwürdiger Molinietalia-Gesellschaften durch diese Art der Vernässung ist derzeit nicht erkennbar. Daher kann die Bedeutung dieser Maßnahme für vegetationskundliche Zielsetzungen des Feuchtwiesenschutzes, insbesondere auch bei den sich abzeichnenden Konflikten mit Entwicklungskonzepten für naturraumtypische gefährdete Grabenvegetationskomplexe (vgl. KUNDEL 1990, in Vorb.), mit den überwiegend positiven zoologischen Schlußfolgerungen (HANDKE 1993) nicht gleichziehen. Die Einrichtung von Staupoldern ist im Rahmen der Ausgleichskonzeption daher keine Patentlösung zur Absicherung aller Naturraumfunktionen und -werte, sondern nur ein Baustein umfassender Extensivierungsansätze in der Landnutzung.

Zur Sicherung des biotischen Entwicklungspotentials und einer gewünschten landwirtschaftlichen Bewirtschaftung des Grünlandes ist aus vegetationskundlicher Sicht empfehlenswert, das räumliche Nebeneinander von nicht bis (sehr) lang überstauten Teilflächen zu sichern. Dies bedingt ggf. einen Verzicht auf die maximal mögliche Ausdehnung von Wasserflächen. Frühjahrshochfluten, insbesondere solche bei Witterungslagen, die eine sauerstoffzehrende Erwärmung des Wasserkörpers, den damit verbundenen Streß für den Lufthaushalt der Pflanzen erhöhen und folglich meist Narbenschäden verursachen (vgl. KLAPP 1971), sollten vermieden werden.

Aus landwirtschaftlicher Sicht sind z.T. deutliche Ertrags- und/oder Qualitätsverluste festzustellen. Dennoch ist eine Bewirtschaftung aufgrund ermittelter qualitativer Parameter des Grundfutters grundsätzlich nicht in Frage gestellt, nicht zuletzt, weil unterschiedlich bewertete Bestände meist räumlich benachbart innerhalb der Nutzflächen auftreten. Das Pflegekonzept fördert zudem finanziell die betrieblich notwendigen Anpassungen an eine extensive Bewirtschaftung (Heukonservierung, Jungviehhaltung) auf pachtfreien Staatsflächen.

## **Literatur**

- ALTENA, S.C. & J.W. VAN MINDERHOUD, 1972: Keimfähige Samen von Gräsern und Kräutern in der Narbenschicht der Niederländischen Weiden. - Z. Acker- und Pflanzenbau 136: 95-109.
- BÄTJER D. & H.J. HEINEMANN, 1980: Das Bremer Klima. - Abh. Naturwiss. Ver. Bremen 39: 185-261.
- BAKKER, J.P., 1989: Nature management by grazing and cutting. - Geobotany 14: 400 S.
- BLANK, H.W. & W. DÖSCHER, 1990: Ausgleich und Ersatz im Niedervieland. - Garten und Landschaft 10: 27-32.
- BRIEMLE, G., EICKHOFF, D. & R. WOLF, 1991: Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 60, Karlsruhe: 160 S.
- DAHMEN, P., 1990: Auswirkungen der Extensivierung von Grünland auf Massenbildung, Futterqualität und Arteninventar. - Diss. Bonn: 131 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN, 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18: 248 S.
- HANDKE, K., 1993: Auswirkungen winterlicher Überstauungen auf die Fauna eines Grünland-Graben-Gebiets. - Verh. Ges. Ökol. 22: 57-64.
- KLAPP, E., 1971: Wiesen und Weiden. - Parey Verlag, Berlin und Hamburg: 620 S.
- KRÜSI, B., 1978: Grenzen der Aussagekraft von Vegetationsaufnahmen. - Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stift. Rübel 45: 134-155.
- KUNDEL, W., 1990: Die Neuanlage von Gewässern in der Flußmarsch als Ausgleichsmaßnahme aus vegetationskundlicher Sicht. - Landschaft + Stadt 22 (4): 155-159.
- KUNZMANN, G., 1989: Der Ökologische Feuchtegrad als Kriterium zu Beurteilung von Grünlandstandorten. - Diss. Bot. 134, Berlin, Stuttgart: 254 S.
- MÄHRLEIN, A., 1990: Einzelwirtschaftliche Auswirkungen von Naturschutzauflagen. - Landwirtschaft und Umwelt Bd. 5, Kiel: 339 S. und Anhang.
- MEYER, F.-H., 1957: Über Wasser- und Stickstoffhaushalt der Röhrichte und Wiesen im Elballuvium bei Hamburg. - Mitt. Staatsinst. Allg. Botan. Hamburg 11: 137-203.
- MEISEL, K., 1969: Zur Gliederung und Ökologie der Wiesen im nordwestdeutschen Flachland. - Schriftenr. f. Vegetationskunde 4: 23-48.
- MEISEL, K., 1977: Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. - Schriftenr. f. Vegetationskunde 11, Bonn-Bad Godesberg: 121 S.
- SCHMIDT, W., 1974: Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerprobeflächen. - Mitt. Flor.-Soz. Arb.gem. NF 17: 103-106.
- SMEETS, P.J.A.M., WERGER, M.J.A. & H.A.J. TEVONDEREN, 1980: Vegetation changes in a moist grassland under altered water conditions. - Biol. Conserv. 18: 123-142.
- RAABE, E.W., 1960: Über die Regeneration überschwemmter Grünländereien in der Treene-Niederung. - Schr. Nat.wiss. Ver. Schl.-Holst. 31: 25-55.
- ROSENTHAL, G., 1992: Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. - Diss. Bot. 182: 283 S.
- WEBER, C.A., 1928: Die mesophilen Straußgraswiesen am Mittellauf der Weser. - Abh. Nat. Ver. Bremen 25 (1).

## **Anschrift**

Dipl. Geogr. Wolfgang Kundel, Landschaftsökologische Forschungsstelle Bremen, Am Wall 164, D-W-2800 Bremen 1



# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1993

Band/Volume: [22\\_1993](#)

Autor(en)/Author(s): Kundel Wolfgang

Artikel/Article: [Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstauungen 103-110](#)