

## **Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren**

– K. Wesche, B. Krause, H. Culmsee, C. Leuschner, Göttingen –

Agricultural industrialisation in the 1950s, 60s and the 70s had a tremendous impact on the vegetation of the cultural landscapes of central Europe. Here, we present a study on moist meadows in northern Germany, where we compared both historical and recent vegetation samples, as well as historical and recent vegetation maps. This allowed us to monitor not only changes in species composition but also the spatial extent of the respective communities. We go beyond previous studies by applying both approaches to a representative set of six study regions, where we concentrated on moist and mesic meadows as representatives of generally threatened habitats.

Our data show the expected high losses of taxonomical plant diversity (20-30%), and also confirm that nutrient-loving species increased. However, there was no general trend towards large-scale homogenisation, and floristic similarity among regions did not increase. Losses in functional plant diversity were similar to losses in taxonomical diversity. GIS-based analysis revealed that a 50% of former grasslands are still covered by grass, but that >80% of the extant grasslands are intensively used and species-poor. Agricultural fields were the most common replacement habitats. Around 88% of all moist meadows in the 6 study regions were lost; losses in species-rich mesic meadows were 98%. Taken together, losses in occupied habitats were up to >99% for several formerly widespread and characteristic species. Neither Red Lists nor the widely used data from raster surveys give an adequate reflection of these losses.

### **Zusammenfassung**

Die mitteleuropäische Kulturlandschaft hat sich im Zuge der landwirtschaftlichen Industrialisierung in den 1950er, 60er und 70er Jahren stark verändert. Ziel der vorliegenden Studie ist es, qualitative und quantitative Veränderungen in norddeutschen Feuchtgrünländern zu dokumentieren. Dabei nutzen wir neben historischen Vegetationsaufnahmen auch historische und aktuelle Vegetationskarten, die uns eine Bewertung der Habitatverluste hinsichtlich der flächenhaften Ausdehnung erlauben. Durch die Analyse von 6 Feuchtgrünlandgebieten ist der Datensatz insgesamt repräsentativer als vergleichbare frühere Studien.

Unsere Daten bestätigen die bekannten Abnahmen in der Artendichte (20-30% der Gesamtphytodiversität) und belegen gleichzeitig die Zunahme nitrophytischer Arten. Allerdings zeigte sich kein Trend zur großräumigen Homogenisierung von Grünlandbeständen; die untersuchten Regionen sind insgesamt floristisch nicht ähnlicher geworden. Die Verluste in funktionaler pflanzlicher Diversität sind mit den Verlusten in der Artenvielfalt vergleichbar. Die Flächenbilanzen zeigen, dass nur noch ca. 50% der ehemaligen Grünlandflächen heute noch Grünland sind; von den verbliebenen Flächen stellen >80% artenarme Intensivgrünländer dar. Die wichtigste Folgenutzung ist dabei Ackerbau. Insgesamt sind 88% der ehemaligen Feuchtgrünländer in den Untersuchungsregionen umgewandelt worden, die Verluste beim

artenreichen mesophilen Grünland liegen sogar bei 98%. Damit ergeben sich für ausgewählte, ehemals häufige Arten Rückgänge in der geeigneten Habitat-Fläche von bis >99%. Weder Rote Listen noch Raster-Kartierungen geben diese Veränderungen angemessen wieder.

## 1. Einleitung

Vegetationskundliche und landschaftsökologische Studien haben gezeigt, dass das heutige Erscheinungsbild vieler mitteleuropäischer Kulturlandschaften in starkem Maße durch Veränderungen in der Landnutzung vor allem seit der Mitte des letzten Jahrhunderts geprägt ist (HABER 2002). Die Folgen der Flurbereinigungen und Meliorationen in den 1950er und 60er Jahren sind über historische Karten und Luftbilder gut belegbar (z.B. ARNDT 2004; BAESLER & KLOTZ 2006; BENDER et al. 2005). Dabei ging eine strukturelle Verarmung des Landschaftsbildes einher mit massiven Einträgen von Nährstoffen und Pestiziden, so dass viele Pflanzen- und Tierarten des Acker- und Grünlandes bereits vor 4-5 Jahrzehnten starke Rückgänge verzeichneten und auch ehemals häufige Vegetationstypen selten wurden (MEISEL & V. HÜBSCHMANN 1976; TÜXEN 1955).

Um zukünftige Entwicklungen abschätzen zu können, ist es bedeutsam, die seit den 1950er und 60er Jahren geschehenen Veränderungen zu quantifizieren. Wichtige Aspekte sind hier die Verschiebungen in der flächenhaften Ausdehnung bestimmter Habitats und in ihrer Artenzusammensetzung; in letzter Zeit werden die Veränderungen stärker auch unter dem Aspekt der funktionalen Diversität diskutiert (BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2008; KAHMEN & POSCHLOD 2008).

Geeignete Datenquellen sind allerdings nur begrenzt verfügbar. Rote Listen (z.B. KORN-ECK et al. 1996) sind das in Deutschland am häufigsten genutzte Instrument zur Dokumentation der Gefährdung einzelner Arten. Leider werden die Roten Listen erst seit den 1970er Jahren kontinuierlich erstellt; sie kommen daher für langfristige Vergleiche kaum in Frage, zumal sich die Bewertungsmethodik mehrfach geändert hat (LUDWIG et al. 2005). Darüber hinaus gibt es detaillierte Monitoring-Programme zur Bestandesdynamik einiger ausgewählter Artengruppen (DRÖSCHMEISTER et al. 2006; MATTHIES et al. 2004), aber diese reichen ebenfalls kaum länger als in die 1970er Jahre zurück. Häufig genutzt werden auch Daten aus floristischen Raster-Kartierungen ([www.floraweb.de](http://www.floraweb.de); z.B. POMPE et al. 2008). Die Auswertung von Einträgen vor und nach 1949 erlaubt einen Einblick in Verbreitungs-Veränderungen, aber leider ist der Aktualisierungsgrad je nach Rasterfeld sehr unterschiedlich. Ein grundsätzliches Problem ist, dass ein Eintrag in einem Raster-Quadranten nicht bedeutet, dass die Art tatsächlich noch Relevanz für die vorkommenden Zönosen hat. Ähnlich wie bei den Roten Listen werden Verluste erst deutlich, wenn sie sehr massiv sind, während Veränderungen in der Abundanz häufigerer Arten unbemerkt bleiben.

Die Pflanzensoziologie bietet hier eine Alternative an. Vegetationsaufnahmen bilden Pflanzenbestände relativ realitätsnah ab, und durch die mehr als hundert Jahre zurückreichende kontinuierliche vegetationskundliche Arbeit in Mitteleuropa liegt ein enormes Potential für historische Vergleiche vor. Vieles zu den Veränderungen in unserer heimischen Vegetation wissen wir daher aus pflanzensoziologischen Tabellenvergleichen (z.B. ALBRECHT & BACHTHALER 1990; HUNDT 2001; MEISEL & V. HÜBSCHMANN 1976). In jüngster Zeit wird die Auswertung umfangreicher Datenbanken mit Vegetationsaufnahmen verstärkt vorangetrieben (CHYTRÝ 2001; HAVEMAN & JANSSEN 2008; KNOLLOVÁ et al. 2004).

Neben dem Artenreichtum eines Habitattypes kann sich auch dessen Ausdehnung stark verändern. Die parallele Nutzung von historischen Vegetationsaufnahmen, historischen Vegetationskarten sowie Luftbildern ermöglicht es, die Veränderungen von Populationsgrößen und

Phytozönosen in Qualität und Quantität zu bewerten. Auch dieser Ansatz ist nicht neu (BAESLER & KLOTZ 2006; MEISEL & V. HÜBSCHMANN 1975, 1976; PRACH 2008), allerdings sind bisher üblicherweise nur einzelne Gebiete erfasst worden. Hier setzt die vorliegende Studie an. Ziel ist es, durch die Betrachtung mehrerer Gebiete einen repräsentativen Überblick über Veränderungen in norddeutschen Kulturlandschaften zu erhalten. In einem ersten Schritt haben wir uns auf Frisch- und Feuchtgrünland konzentriert, weil hier die Nutzungsänderungen in den vergangenen 50 Jahren besonders stark waren (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002; HUNDT 2001). Allein seit 2003 ist die Fläche des Dauergrünlandes in Deutschland um 3,1% zurückgegangen (LIND et al. 2009). Daher gibt es Bemühungen, ein bundesweites Monitoring-System im Kulturgrasland zu etablieren (OPPERMANN et al. 2009). Von uns wurden folgende Aspekte der Veränderungen zwischen den 1950er/60er Jahren und heute untersucht:

- Lassen sich die in der Literatur beschriebenen Veränderungen in pflanzlicher Diversität und Artenzusammensetzung auch großräumig bestätigen? Gibt es Hinweise auf veränderte Nährstoffbedingungen?
- Verändert sich die funktionale Diversität in gleichem Maße wie die taxonomische Diversität? Gibt es Hinweise auf steigende Ähnlichkeit in der Grünlandvegetation zwischen den Gebieten als Folge homogenerer Landnutzungssysteme?
- Wie groß sind die Flächenverluste bei wichtigen Grünlandtypen? Was sind die wesentlichen Folgenutzungen?
- Welche Bestandesrückgänge ergeben sich basierend auf qualitativen und quantitativen Veränderungen in den Grünländern? Wie werden diese in Roten Listen oder in Rasterkartierungen abgebildet?

## 2. Untersuchungsgebiete

Die Auswahl der Grünlandregionen richtete sich nach folgenden Kriterien: Die Flächen sollten in Norddeutschland liegen und jeweils einige hundert ha umfassen. Es sollte eine interpretierbare historische Vegetationskarte vorliegen, und es sollten historische Vegetationsaufnahmen aus der Mitte des 20. Jahrhunderts verfügbar sein. Wo Aufnahmen aus den 1990er Jahren vorlagen, wurden diese mit genutzt. Insgesamt wurden 7 räumlich deutlich voneinander getrennte Grünlandgebiete ausgewählt (Tab. 1), die sich über das norddeutsche Flachland (ohne Schleswig-Holstein) verteilen. Es handelt sich dabei um Flussauen im weiteren Sinne. Das westlichste Arbeitsgebiet (1) liegt beidseitig der Ems im nordwestlichen Niedersachsen zwischen den Orten Dörpen und Walchum. Die Flächen werden heute noch häufig überschwemmt. Das Gebiet Stolzenau (2) liegt an der Weser zwischen Landesbergen und Schlüsselburg. In den Weserschlaufen sind zahlreiche Kieseene entstanden. Ein kleiner Bereich ist als NSG ausgewiesen, enthält aber kaum Grünländer. Das Gebiet 3 liegt westlich der Stadt Braunschweig zwischen dem Stichkanal und der Ortschaft Vechelde. Im Zuge des Kanalbaus gab es hier deutliche Veränderungen im Wasserregime. Die Fläche Kelbra (4) liegt nördlich des Kyffhäusers. Heute überdeckt ein Stausee knapp die Hälfte der ehemaligen Grünlandflächen. Die Region Elster (5) liegt südöstlich von Halle zwischen Elster und Luppe. Westlich des Gebietes ist nach der Anlage und anschließenden Aufgabe eines Tagebaus ebenfalls ein großer See entstanden. Die Nuthe-Niederung (6) im südwestlichen Fläming umfasst zwei benachbarte Gerinne im Oberlauf der Nuthe. Die Gülper Havel (7) schließlich ist ein Nebenarm der Havel nördlich Rathenow. Die Flächen sind als NSG sichergestellt; damit ist die Gülper Havel-Niederung das einzige komplett geschützte Gebiet unter den 7 Regionen; sie wird hier nur als Referenzfläche genutzt.

Tab. 1: Übersicht über die 7 Untersuchungsgebiete, die verfügbare Anzahl an Vegetationsaufnahmen und die Datenquellen. Die historischen Aufnahmenflächen (1950/60, 1990) wurden alle willkürlich (repräsentativ) ausgewählt; in 2008 gab es randomisierte und nach Repräsentativität ausgewählte Aufnahmen (die Summe gibt jeweils die Anzahl der Aufnahmen an).

|                       | Fläche<br>(ha) | 1950/60<br>repr. | 1990<br>repr. | 2008<br>repr. | rand.      | $\Sigma$    | Literatur (histor. Aufnahmen)          |
|-----------------------|----------------|------------------|---------------|---------------|------------|-------------|--|
| <i>Niedersachsen</i>  |                |                  |               |               |            |             |  |
| 1 Dersum              | 391            |                  |               | 0             | 55         | <b>55</b>   | ERNSTING et al. 1957                   |
| 2 Stolzenau           | 156            | 131              |               | 0             | 25         | <b>156</b>  | v. HÜBSCHMANN et al. 1954              |
| 3 Braunschweig        | 265            | 51               |               | 3             | 37         | <b>91</b>   | ELLENBERG 1952a, 1952b                 |
| <i>Thüringen</i>      |                |                  |               |               |            |             |  |
| 4 Kelbra              | 1081           | 61               |               | 18            | 43         | <b>122</b>  | HUNDT 1969                             |
| <i>Sachsen-Anhalt</i> |                |                  |               |               |            |             |  |
| 5 Elster              | 188            | 108              | 77            | 31            | 38         | <b>254</b>  | ABDANK 1995; GRÄFE 1967; TÄGLICH 1956  |
| 6 Nuthe               | 374            | 35               | 48            | 38            | 47         | <b>168</b>  | HUNDT 1958; SCHNELLE 1992; UMWELT 1996 |
| <i>Brandenburg</i>    |                |                  |               |               |            |             |  |
| 7 Havel               | 293            | 173              | 26            | 24            | 22         | <b>245</b>  | BURKART 1998; FISCHER 1980, 1990       |
| $\Sigma$              | (2748)         | <b>559</b>       | <b>151</b>    | <b>114</b>    | <b>267</b> | <b>1091</b> |  |

### 3. Methoden

#### 3.1 Geländearbeiten

Für die Geländearbeiten wurden im Sommer 2008 alle Gebiete mehrfach aufgesucht; ehemalige Grünländer, die heute Äcker, Wälder und Gewässer darstellten, wurden nicht berücksichtigt. In Anlehnung an DIERSCHKE (1994) wurde eine Aufnahmegröße von 16 m<sup>2</sup> genutzt; bei einem Teil der Aufnahmen wurden zusätzlich geschachtelte Flächen von 25, 50 und 100 m<sup>2</sup> aufgenommen. Ein Vergleich der Daten zeigte, dass im unteren Bereich (16-25 m<sup>2</sup>) die Aufnahmegröße nur geringe Auswirkungen auf die Artenvielfalt hat. Notiert wurden nur Gefäßpflanzen. Wenn die Lage von Aufnahmen aus den 1990er Jahren oder aus den 1950/60er Jahren (selten) eindeutig war, wurde 2008 an derselben Stelle wieder beprobt. Besonders typisch ausgebildete Grünlandbestände wurden soweit vorhanden ebenfalls gezielt aufgenommen. Neben diesen präferentiellen Aufnahmen wurden für die meisten Aufnahmeflächen randomisierte Koordinaten festgelegt (ArcGIS-ArcInfo 9.2, ESRI 2006; Hawth Analysis Tools, BEYER 2004).

#### 3.2 Bearbeitung und Analyse der Vegetationsaufnahmen

Alle historischen und aktuellen Vegetationsaufnahmen wurden in TurboVeg (HENNEKENS & SCHAMINEE 2001) verwaltet. Die Daten wurden für die Auswertung auf eine einheitliche Referenzliste (JANSEN & DENGLER 2008) standardisiert (R-Paket VegData, JANSEN 2008; damit reduzierte sich die Zahl der zu betrachtenden Sippen von 599 auf 502).

Für alle Aufnahmen wurden mit Hilfe von quadratwurzel-transformierten Deckungsgraden gewichtete Ellenberg-Zeigerwerte berechnet. Unterschiede in der Frequenz einzelner Arten zwischen den Untersuchungsperioden wurden mit einer *Indicator Species Analysis* auf Signifikanz getestet (DUFRÉNE & LEGENDRE 1997, 1999 Permutationen). Artenzahl, Shannon-Diversität und Evenness dienten als Kennzahlen für taxonomische Diversität. Für die funktionale Diversität wurden folgende biologische Eigenschaften von Grünlandarten berücksichtigt: Lebensform, Lebensdauer, Diasporentyp und -gewicht, Mahd- und Weideverträglichkeit, Futterwert, Bestäubung, phänologische Gruppe, Strategie-Typ/CSR (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002; KLOTZ & BRIEMLE 2002). Die funktionale Diversität wurde als Länge der Äste in

einem Cluster-Dendrogramm der Arten berechnet (UPGMA, Gowers Ähnlichkeitsmaß, PET-CHEY & GASTON 2002; PODANI & SCHMERA 2006, 2007). Univariate statistische Analysen (Korrelation, ANOVA) erfolgten mit R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2004), multivariate mit R (VegData, Vegan, Cluster) und PC-ORD (MCCUNE & MEFFORD 2006).

### 3.3 Räumliche Analysen

Das um 1950/60 verwendete pflanzensoziologische System ist aus heutiger Sicht nicht in allen Teilen stabil, weil Veränderungen im Vorkommen diagnostischer Arten eine Anpassung der Klassifikation nötig gemacht haben (BURKART et al. 2004; MEISEL & V. HÜBSCHMANN 1976). Darüber hinaus variierte die Genauigkeit (und vermutlich auch die Zuverlässigkeit) der Klassifikation zwischen den Autoren der Vergleichsstudien, so dass wir alle pflanzensoziologischen Einheiten aggregiert haben. Hierzu wurde der niedersächsische Biotopkartierungsschlüssel genutzt (V. DRACHENFELS 2004), da dessen Klassen einerseits eine hinreichend genaue Abbildung der Vegetation erlauben, andererseits aber auch zumindest zum Teil noch auf Luftbildern erkennbar sind. Für die Kartierung der aktuellen Vegetation wurde ebenfalls der Kartierschlüssel nach V. DRACHENFELS (2004) genutzt, wobei alle Flächen kartiert wurden, die laut historischer Karte einmal Grünland waren. Insgesamt möchten wir hier auf eine Diskussion der Veränderungen im Hinblick auf syntaxonomische Klassifikationen verzichten; der Leser sei hier auf einschlägige Synopsen hingewiesen (u.a. BURKART et al. 2004; DIERSCHKE & BRIEMLE 2002).

Die historischen Vegetationskarten waren in Details nicht immer genau und zum Teil ebenfalls verzerrt. Das galt besonders für das Gebiet der DDR, wo topographische Karten seinerzeit ja nur begrenzt verfügbar waren. Daher wurden die historischen Luftbilder mit Hilfe von aktuellen Orthophotos entzerrt und die Karten dann mit den bearbeiteten historischen Luftbildern georeferenziert. Mit Hilfe des GIS-Systems wurden dann die quantitativen und qualitativen Flächenveränderungen analysiert.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Tabellenvergleiche

Das zentrale Ergebnis der Vegetationsaufnahmen ist eine umfangreiche Vegetationstabelle, wobei wir uns hier auf die (weitgehend) nicht geschützten Gebiete 2-6 konzentrieren wollen, da sie hinsichtlich der Datendichte und des fehlenden Naturschutz-Status vergleichbar sind. Aus Platzgründen werden nur Teile der entsprechenden Stetigkeitstabelle und einige zusammenfassende Kennzahlen angegeben (Biotoptypen der Großgruppe 9, V. DRACHENFELS 2004).

Tabelle 2 fasst die historischen und aktuellen Stetigkeiten für die Arten zusammen, die in einer der Untersuchungsperioden Gesamtstetigkeiten von wenigstens 15% erreichten. Auch bei den ehemals häufigen Arten sind deutliche Rückgänge zu verzeichnen. Darunter sind viele diagnostische Arten der Molinio-Arrhenatheretea, der Molinietalia caeruleae und der Arrhenatheretalia. So gibt es starke Rückgänge bei ehemals häufigen Arten wie *Bellis perennis*, *Silene flos-cuculi* oder *Agrostis capillaris*. Die Gruppe der häufigen Arten, die zugenommen haben, ist deutlich kleiner, und nur wenige Arten zeigen keine signifikanten Veränderungen.

Lagen die Artenzahlen (Median) in der ersten Periode noch für mesophiles Grünland, für Feuchtgrünland und für Intensivgrünland bei >20 pro Aufnahme, so liegen die Werte heute meist eher zwischen 10-20 (Abb. 1). Die Abnahmen sind im Feuchtgrünland etwas weniger ausgeprägt als in den anderen beiden Biotoptypen. Über alle Grünlandtypen gemittelt ergibt sich ein Rückgang von im Median ca. 27 Arten pro Aufnahme- und Fläche auf 17 Arten. Dabei gab

Tab. 2: Stetigkeitstabelle (%) zu Veränderungen bei häufigen Arten (Stetigkeit in einer Periode = 15%). Signifikante Zunahmen sind in Graustufen markiert (Periode 1: 50/60er Jahre Per. 2: 2008), die Werte für das Gebiet 7 wurden weder für die Berechnung der Gesamtveränderungen noch für weitergehende Analysen genutzt. Die Arten sind nach ihrem diagnostischen Wert in den Molinio-Arrhenatheretea gruppiert (siehe BURKART et al. 2004).

|   | Frequenz (%) |       |         | Gebiet_Periode |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
|---|--------------|-------|---------|----------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|
|   | Per 1        | Per 2 | 1 vs. 3 | 2_1            | 2_3 | 3_1 | 3_3 | 4_1 | 4_3 | 5_1 | 5_2 | 5_3 | 6_1 | 6_2 | 6_3 | 7_1 | 7_2 | 7_3 |    |
|   | n            | 493   | 292     | p              | 131 | 17  | 46  | 39  | 45  | 53  | 102 | 77  | 64  | 35  | 28  | 77  | 134 | 25  | 42 |
| <b>Molinio-Arrhenatheretea</b>                                  |              |       |         |                |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Rumex acetosa</i>  | 72           | 23    | 0.001   | 76             | 6   | 93  | 5   | 51  | 17  | 62  | 39  | 36  | 86  | 18  | 29  | 49  | 40  | 40  |    |
| <i>Ranunculus acris</i>   | 64           | 18    | 0.001   | 63             | 0   | 70  | 0   | 64  | 15  | 55  | 38  | 19  | 86  | 79  | 34  | 3   | 0   | 0   |    |
| <i>Cerastium holosteoides</i>                                   | 56           | 45    | 0.001   | 66             | 29  | 80  | 41  | 44  | 23  | 36  | 43  | 45  | 63  | 43  | 66  | 12  | 72  | 48  |    |
| <i>Cardamine pratensis</i>                                      | 56           | 10    | 0.001   | 80             | 6   | 17  | 18  | 62  | 8   | 39  | 18  | 3   | 60  | 29  | 14  | 12  | 20  | 19  |    |
| <i>Bellis perennis</i>  | 52           | 0     | 0.001   | 67             | 0   | 26  | 0   | 69  | 0   | 26  | 9   | 0   | 86  | 11  | 1   | 4   | 0   | 0   |    |
| <i>Trifolium repens</i>   | 46           | 38    | 0.001   | 72             | 24  | 0   | 44  | 87  | 42  | 6   | 21  | 19  | 77  | 68  | 53  | 28  | 84  | 71  |    |
| <i>Trifolium pratensis</i>                                      | 46           | 19    | 0.001   | 44             | 6   | 13  | 0   | 71  | 23  | 49  | 27  | 28  | 51  | 14  | 21  | 4   | 12  | 12  |    |
| <i>Achillea millefolium</i>                                     | 38           | 24    | 0.001   | 31             | 6   | 50  | 0   | 33  | 8   | 35  | 58  | 44  | 57  | 43  | 35  | 54  | 32  | 43  |    |
| <i>Lathyrus pratensis</i>                                       | 34           | 16    | 0.001   | 27             | 24  | 4   | 0   | 47  | 19  | 52  | 48  | 28  | 31  | 25  | 10  | 7   | 8   | 29  |    |
| <i>Prunella vulgaris</i>  | 23           | 2     | 0.001   | 33             | 0   | 22  | 0   | 16  | 0   | 22  | 6   | 6   | 3   | 0   | 0   | 2   | 4   | 2   |    |
| <i>Vicia cracca</i>   | 22           | 16    | 0.007   | 21             | 12  | 11  | 0   | 42  | 25  | 20  | 30  | 25  | 26  | 4   | 10  | 31  | 68  | 71  |    |
| <i>Holcus lanatus</i>   | 68           | 64    | 0.830   | 56             | 71  | 91  | 85  | 49  | 23  | 73  | 48  | 64  | 94  | 93  | 81  | 14  | 16  | 45  |    |
| <i>Poa pratensis</i>  | 67           | 59    | 0.033   | 63             | 0   | 85  | 8   | 80  | 66  | 51  | 57  | 72  | 89  | 89  | 82  | 52  | 72  | 86  |    |
| <i>Alopecurus pratensis</i>                                     | 65           | 72    | 0.058   | 0              | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 3   | 4   | 0   |    |
| <i>Festuca pratensis</i>  | 60           | 63    | 0.078   | 68             | 47  | 80  | 41  | 78  | 62  | 32  | 18  | 73  | 66  | 79  | 70  | 13  | 12  | 26  |    |
| <i>Taraxacum officinale</i>                                     | 58           | 66    | 0.141   | 59             | 29  | 35  | 67  | 60  | 72  | 66  | 1   | 70  | 57  | 86  | 65  | 43  | 80  | 64  |    |
| <b>Molinietalia caeruleae</b>                                   |              |       |         |                |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Deschampsia cespitosa</i>                                    | 60           | 35    | 0.001   | 61             | 29  | 76  | 21  | 69  | 62  | 56  | 55  | 41  | 34  | 25  | 21  | 28  | 48  | 38  |    |
| <i>Silene flos-cuculi</i>                                       | 59           | 12    | 0.001   | 50             | 0   | 85  | 0   | 58  | 8   | 52  | 21  | 16  | 77  | 54  | 21  | 11  | 52  | 24  |    |
| <i>Lysimachia nummularia</i>                                    | 34           | 8     | 0.001   | 58             | 0   | 13  | 0   | 24  | 8   | 25  | 19  | 17  | 14  | 25  | 6   | 4   | 24  | 43  |    |
| <i>Angelica sylvestris</i>                                      | 21           | 1     | 0.001   | 11             | 0   | 61  | 0   | 4   | 0   | 13  | 4   | 0   | 54  | 11  | 4   | 0   | 0   | 2   |    |
| <i>Filipendula ulmaria</i>                                      | 21           | 10    | 0.001   | 18             | 6   | 41  | 0   | 11  | 17  | 20  | 17  | 9   | 26  | 14  | 13  | 3   | 12  | 5   |    |
| <i>Cirsium palustre</i>   | 19           | 1     | 0.001   | 13             | 12  | 43  | 3   | 24  | 0   | 12  | 3   | 0   | 29  | 4   | 0   | 0   | 0   | 2   |    |
| <i>Carex acuta</i>  | 16           | 11    | 0.133   | 20             | 0   | 26  | 8   | 27  | 19  | 3   | 4   | 8   | 11  | 18  | 13  | 7   | 20  | 29  |    |
| <b>Molinion caeruleae</b>                                       |              |       |         |                |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Rumex crispus</i>  | 26           | 16    | 0.001   | 16             | 24  | 50  | 8   | 33  | 36  | 35  | 25  | 14  | 0   | 18  | 6   | 35  | 40  | 55  |    |
| <i>Elymus repens</i>  | 20           | 34    | 0.001   | 31             | 47  | 39  | 23  | 18  | 51  | 4   | 0   | 39  | 3   | 29  | 22  | 61  | 72  | 76  |    |
| <i>Cirsium arvense</i>  | 10           | 44    | 0.001   | 15             | 35  | 11  | 31  | 0   | 57  | 12  | 62  | 48  | 0   | 46  | 39  | 32  | 36  | 69  |    |
| <i>Phalaris arundinacea</i>                                     | 9            | 21    | 0.001   | 7              | 18  | 9   | 59  | 4   | 13  | 15  | 14  | 16  | 9   | 4   | 12  | 25  | 68  | 64  |    |
| <i>Persicaria amphibia</i>                                      | 6            | 20    | 0.001   | 6              | 41  | 7   | 31  | 13  | 36  | 1   | 3   | 8   | 6   | 7   | 9   | 13  | 20  | 24  |    |
| <b>Calthion palustris</b>                                       |              |       |         |                |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Bromus racemosus</i>   | 16           | 0     | 0.001   | 27             | 0   | 33  | 0   | 0   | 0   | 5   | 9   | 2   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   |    |
| <i>Senecio aquaticus</i>  | 16           | 0     | 0.001   | 17             | 0   | 7   | 0   | 0   | 0   | 31  | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 16  | 19  |    |
| <i>Cirsium oleraceum</i>  | 25           | 21    | 0.163   | 0              | 12  | 65  | 8   | 20  | 13  | 29  | 27  | 20  | 60  | 50  | 35  | 0   | 0   | 2   |    |
| <b>Arrhenatheretalia</b>  |              |       |         |                |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Agrostis capillaris</i>                                      | 26           | 7     | 0.001   | 57             | 0   | 11  | 13  | 4   | 2   | 11  | 5   | 14  | 3   | 0   | 4   | 43  | 12  | 24  |    |
| <i>Trifolium dubium</i>   | 23           | 3     | 0.001   | 25             | 0   | 2   | 0   | 36  | 0   | 25  | 6   | 13  | 17  | 7   | 0   | 4   | 44  | 24  |    |
| <i>Leucanthemum vulgare</i>                                     | 21           | 4     | 0.001   | 5              | 6   | 54  | 0   | 11  | 0   | 35  | 18  | 14  | 9   | 0   | 0   | 7   | 16  | 24  |    |
| <i>Luzula campestris</i>  | 16           | 2     | 0.001   | 15             | 0   | 0   | 0   | 11  | 0   | 8   | 4   | 2   | 69  | 0   | 5   | 1   | 0   | 0   |    |
| <i>Dactylis glomerata</i>                                       | 22           | 33    | 0.003   | 9              | 59  | 72  | 31  | 16  | 21  | 23  | 78  | 66  | 14  | 21  | 10  | 1   | 0   | 0   |    |
| <i>Galium mollugo</i>   | 15           | 30    | 0.001   | 3              | 35  | 46  | 3   | 2   | 21  | 10  | 34  | 52  | 49  | 21  | 30  | 0   | 0   | 0   |    |
| <i>Plantago major</i>   | 13           | 25    | 0.001   | 24             | 0   | 4   | 18  | 2   | 26  | 10  | 9   | 14  | 3   | 21  | 42  | 20  | 36  | 50  |    |
| <i>Veronica chamaedrys</i>                                      | 22           | 16    | 0.108   | 8              | 0   | 43  | 0   | 16  | 0   | 29  | 31  | 38  | 34  | 32  | 22  | 0   | 0   | 0   |    |
| <b>Arrhenatherion elatioris</b>                                 |              |       |         |                |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Daucus carota</i>  | 26           | 8     | 0.001   | 1              | 0   | 26  | 0   | 44  | 4   | 49  | 19  | 25  | 29  | 0   | 1   | 0   | 0   | 0   |    |
| <i>Arrhenatherum elatius</i>                                    | 21           | 46    | 0.001   | 0              | 47  | 52  | 41  | 16  | 26  | 37  | 77  | 86  | 17  | 46  | 30  | 0   | 8   | 10  |    |
| <i>Bromus hordeaceus</i>  | 21           | 16    | 0.068   | 24             | 12  | 22  | 23  | 18  | 2   | 15  | 18  | 17  | 34  | 46  | 21  | 17  | 36  | 14  |    |
| <b>Cynosurion cristati</b>                                      |              |       |         |                |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Leontodon autumnalis</i>                                     | 32           | 4     | 0.001   | 54             | 0   | 2   | 0   | 20  | 0   | 32  | 4   | 3   | 3   | 0   | 9   | 22  | 24  | 60  |    |
| <i>Lolium perenne</i>   | 18           | 38    | 0.001   | 47             | 59  | 0   | 46  | 2   | 47  | 2   | 13  | 14  | 0   | 7   | 44  | 16  | 12  | 21  |    |
| <b>Begleiter, Assoziations-Charakter und -Differenzialarten</b> |              |       |         |                |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Ranunculus repens</i>  | 72           | 58    | 0.001   | 90             | 53  | 80  | 49  | 67  | 57  | 53  | 44  | 52  | 57  | 68  | 70  | 49  | 80  | 67  |    |
| <i>Festuca rubra</i>  | 55           | 16    | 0.001   | 62             | 6   | 72  | 3   | 76  | 9   | 18  | 56  | 30  | 89  | 0   | 18  | 11  | 0   | 10  |    |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i>                                    | 54           | 7     | 0.001   | 66             | 0   | 59  | 0   | 29  | 0   | 37  | 18  | 11  | 89  | 0   | 13  | 16  | 16  | 14  |    |
| <i>Plantago lanceolata</i>                                      | 54           | 17    | 0.001   | 59             | 12  | 54  | 0   | 29  | 13  | 52  | 35  | 45  | 74  | 11  | 6   | 16  | 4   | 33  |    |
| <i>Veronica serpyllifolia</i>                                   | 15           | 4     | 0.001   | 37             | 0   | 0   | 0   | 7   | 2   | 3   | 0   | 11  | 0   | 0   | 4   | 0   | 28  | 12  |    |
| <i>Phleum pratensis</i>   | 21           | 28    | 0.033   | 49             | 41  | 11  | 28  | 0   | 40  | 4   | 10  | 14  | 3   | 11  | 27  | 1   | 4   | 0   |    |
| <i>Urtica dioica</i>  | 6            | 33    | 0.001   | 1              | 53  | 35  | 51  | 0   | 11  | 3   | 39  | 22  | 0   | 32  | 44  | 1   | 4   | 7   |    |
| <i>Rumex obtusifolius</i>                                       | 2            | 22    | 0.001   | 3              | 6   | 2   | 23  | 2   | 21  | 0   | 4   | 20  | 0   | 32  | 29  | 0   | 0   | 0   |    |
| <i>Poa trivialis</i>  | 66           | 67    | 0.272   | 91             | 88  | 41  | 79  | 84  | 81  | 38  | 49  | 63  | 66  | 7   | 49  | 25  | 80  | 60  |    |
| <i>Glechoma hederacea</i>                                       | 26           | 33    | 0.352   | 18             | 35  | 46  | 23  | 11  | 9   | 38  | 47  | 47  | 20  | 25  | 43  | 27  | 68  | 74  |    |
| <i>Agrostis stolonifera</i>                                     | 21           | 25    | 0.112   | 30             | 53  | 22  | 46  | 16  | 13  | 18  | 19  | 16  | 3   | 7   | 25  | 22  | 72  | 71  |    |
| <i>Alopecurus geniculatus</i>                                   | 17           | 15    | 0.262   | 75             | 88  | 63  | 82  | 89  | 74  | 51  | 56  | 73  | 40  | 86  | 62  | 46  | 92  | 83  |    |

es zwischen den Regionen zum Teil deutliche Unterschiede (Interaktionsterm Anova  $p < 0,001$ ). Während die Diversität im Gebiet 5 (Elster) nur um 1-2 Arten abnahm, gab es in den anderen Regionen deutlichere Verluste mit 6-16 Arten (Vergleich der Mediane). Die ebenfalls berechnete Shannon-Diversität zeigt ganz ähnliche Trends; die Evenness nahm weniger stark ab, sie sank von 0,82 im Median auf 0,78 ( $p < 0,01$ ).

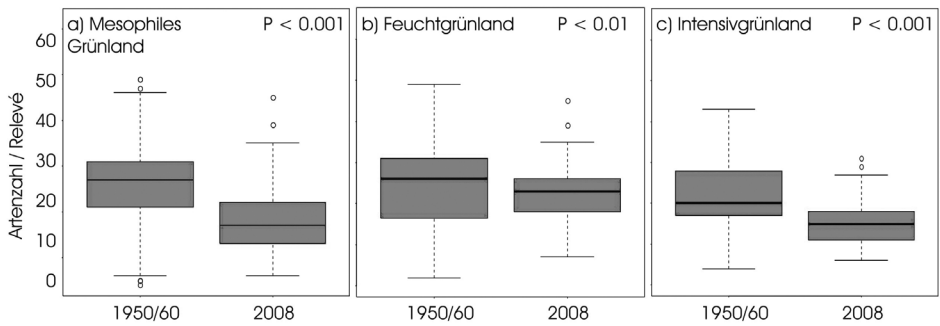


Abb. 1: Artenvielfalt (Gefäßpflanzen) im Vergleich 1950/60 und 2008. Die Daten wurden für die Gebiete 2-6 zusammengefasst und für die wichtigen Habitatklassen getrennt dargestellt: a) artenreiches mesophiles Grünland (v. Drachenfels-Klassen 911-915), b) Feuchtgrünland (Klassen 93 & 94) und c) Intensivgrünland/Ansaaten (Klassen 95, 96, 97, hierzu auch artenarmes mesophiles Grünland 916).

Die funktionale Diversität war insgesamt eng mit der taxonomischen Diversität korreliert ( $r^2_{\text{adj}} = 0,964$ ,  $p < 0,001$ ). Bezogen auf die mittlere Diversität in den historischen Aufnahmen, ging die funktionale Diversität je nach Gebiet um 14 bis 53% zurück (Mittelwert  $31 \pm 15\%$  Stabw.); die entsprechenden Verluste bei der taxonomischen Diversität lagen bei 16 - 57% ( $35 \pm 16\%$ ). Die funktionale Diversität ist also im geringen Maße gegen Verluste gepuffert.

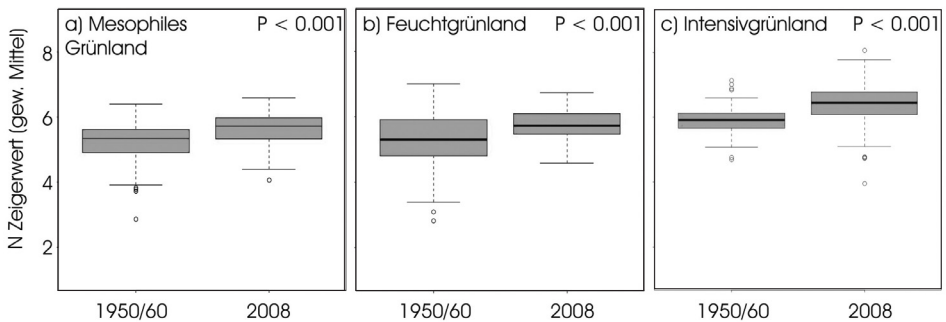


Abb. 2: Mittlere gewichtete Ellenberg-Nährstoffzahlen im Vergleich 1950/60 und 2008 für die Gebiete 2-6. Habitatklassen: a) mesophiles Grünland (v. Drachenfels-Klasse 911-915), b) Feuchtgrünland (Klassen 93 & 94) und c) Intensivgrünland/Ansaaten (Klassen 916, 95, 96, 97).

Die Ellenberg-Zeigerwerte weisen auf eine Verschiebung des Artenspektrums hin (Abb. 2). Für die mittleren Feuchtezahlen ergaben sich keine Unterschiede zwischen den beiden Zeiträumen, aber die Reaktions- und auch die Nährstoffzahlen veränderten sich. Über alle Grünländer gemittelt stieg die Reaktionszahl (Median) von 6,3 in 1950/60 auf 6,8 in 2008 an; die entsprechenden Werte für die Nährstoffzahl lagen bei 5,5 und 6,2. Der Trend zu steigenden Nährstoffzahlen war besonders beim Intensivgrünland ausgeprägt (Abb. 3).

Allerdings gab es kaum Hinweise, dass sich in allen Gebieten die gleichen, z.B. nitrophytischen Arten durchsetzen. Vergleicht man die Gesamt-Artenpools in den Grünländern wechselseitig für die jeweiligen Gebiete (Sørensen-Index, Tab. 3a) so hat je nach Gebiet die Unähnlichkeit manchmal leicht zu- oder auch leicht abgenommen; es zeigt sich also kein einheitlicher Trend (Tab. 3b).



(*Bromus racemosus*), zwei weitere sind in einzelnen Bundesländern gelistet (*Cardamine pratensis*, *Senecio aquaticus*), alle anderen gelten als ungefährdet. Hinsichtlich der Messtischblatt-Vorkommen gibt es bei keiner der Arten irgendwelche Veränderungen in den relevanten Rasterfeldern.

### 4.2 Flächenveränderungen

Die Veränderungen in den Flächenanteilen waren noch ausgeprägter als die Veränderungen in der Artenzusammensetzung (Abb. 3). Entsprechend der Auswahl der Untersuchungsgebiete dominierten früher deutlich die Feuchtgrünländer mit über 50% Flächenanteil, gefolgt von

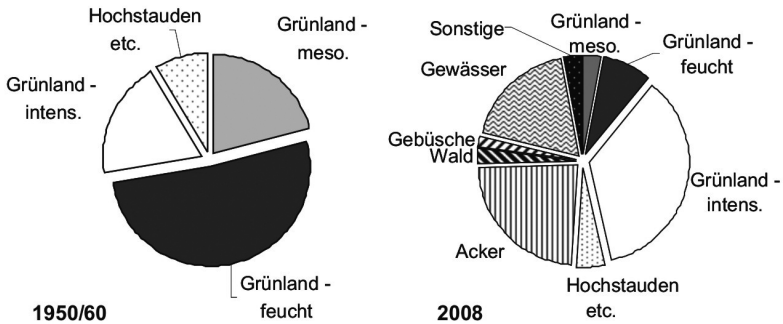


Abb. 3. Veränderungen ehemaliger Grünlandflächen seit den 1950/60er Jahren (nach Biotoptypengruppen, prozentualer Anteil gemittelt über die Untersuchungsgebiete 1-6).

mesophilem Grünland und Intensivgrünland mit je ca. 20% Flächenanteil. Heute spielt das Feuchtgrünland auf den ehemaligen Grünlandflächen nur noch eine untergeordnete Rolle (12%), während artenreiches mesophiles Grünland fast ganz verschwunden ist (2%). Intensivgrünland ist aktuell die wichtigste Landnutzungsform (36%), gefolgt von Acker (24%), Gewässern (18%) und Hochstaudenfluren etc. (5%). Insgesamt sind die Grünlandflächen seit den 1950/60er Jahren von 2240 ha auf 1140 ha zurückgegangen.

Betrachtet man die Gebiete separat, so wird deutlich, dass es im Detail Unterschiede gibt (Abb. 4). Je nach Gebiet sind die mesophilen artenreichen Grünländer auf 1 bis 11% der ursprünglichen Fläche zurückgegangen, das Feuchtgrünland hat auf 4 - 14% abgenommen. Ersetzt wurden die ehemaligen Grünländer v. a. durch Acker und zum Teil auch Brachevegetation (Hochstauden etc.), in einem Gebiet (Kelbra) ist ein großer See entstanden ist.

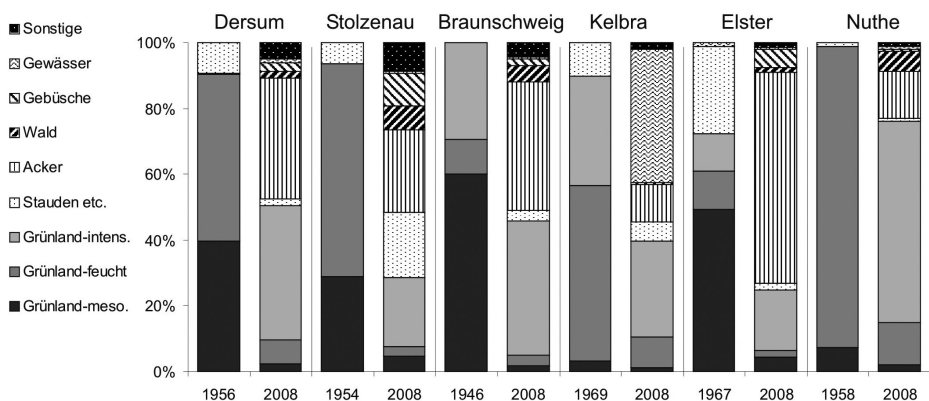


Abb. 4. Veränderungen in der Vegetation ehemaliger Grünlandflächen aufgeschlüsselt nach den einzelnen Regionen (1-6).

## 5. Diskussion

### 5.1 Veränderungen in der Artenzusammensetzung

Für Norddeutschland haben MEISEL & V. HÜBSCHMANN (1976) bereits in den 1970er Jahren einen umfassenden pflanzensoziologischen Vergleich für das Grünland vorgelegt. Sie konnten zeigen, dass insbesondere gute Futtergräser seit den 1950er Jahren zu- und viele krautige Arten abgenommen haben. Dieser Trend hält bis heute an, wie Tab. 2 zeigt. Auch die Zunahme nitrophytischer Kräuter wie *Cirsium arvense* und *Urtica dioica* bestätigt sich. Anders als MEISEL & V. HÜBSCHMANN (1976) finden wir aber auch Abnahmen bei seinerzeit zunehmenden Arten wie *Rumex crispus* und *Cardamine pratensis*, was auf weiter zunehmende Intensivierung zurückzuführen sein dürfte. Dafür sprechen auch die insgesamt deutlich gestiegenen Nährstoffzahlen (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002; VAN LANDUYT et al. 2008).

Auch wenn es generell Gewinner und Verlierer unter den Feuchtgrünlandarten gibt, so sind die Veränderungen bei den meisten Arten regional doch durchaus unterschiedlich. Damit findet sich kein Trend hin zur Homogenisierung der Artenpools, wie er für viele Stadtfloren feststellbar ist (LA SORTE et al. 2007). In Städten wird dieser allerdings meist durch Neophyten verursacht (MCKINNEY 2004), die in unserem Datensatz nur eine geringe Rolle spielen. Andererseits zeigt sich auch kein Trend hin zu steigender Heterogenität, wie er sich in einem landesweiten Vergleich für die Flora Britanniens abzeichnet (SMART et al. 2006).

Bereits in den 60er Jahren waren viele ehemalige Charakterarten nordwestdeutscher Weiden selten geworden (MEISEL 1970). Aus pflanzensoziologischer Sicht wurde entsprechend schon früh betont, dass die bestehenden Klassifikationssysteme angepasst werden müssen. Vergleicht man unsere Feuchtgrünland-Aufnahmen mit einer aktuellen Klassifikation des Calthions, so bestätigt sich dies. Von den 11 bei BURKART et al. (2004) aufgeführten diagnostischen Arten zeigen 5 massive Rückgänge. Das betrifft allgemein als selten bekannte Arten wie *Dactylorhiza maculata* und *Bromus racemosus*; aber auch *Caltha palustris* ist heute eigentlich zu selten für eine Charakterart (Gesamtfrequenz <1%). Das gleiche gilt für die Klassencharakterart *Angelica sylvestris* (Tab. 2).

*Cirsium oleraceum* zeigt in unserem Datensatz insgesamt keinen ausgeprägten Rückgang, in den Feuchtwiesen sogar eine leichte Zunahme. Die Kohldistel ist in Brachestadien gut durchsetzungsfähig, wird möglicherweise aber auch durch Naturschutzmaßnahmen gefördert. Feuchtwiesen gehören zu den bundesweit geschützten Biotoptypen (RIECKEN 2002). Dass Naturschutz durchaus Effekte erzielen kann, zeigen auch die Daten aus Gebiet 7, wo es bei vielen sonst zurückgehenden Arten tatsächlich Zunahmen gab (Tab. 2). Allerdings handelt es sich bei der Gülper Havelregion um eine intakte Feuchtwiesen-Landschaft von europäischer Bedeutung, in der Brennoldenwiesen als einer der wenigen europaweit geschützten Grünlandtypen (FFH-Richtlinie, BUCHWALD 2008) noch relativ häufig sind.

### 5.2 Veränderungen in der Diversität

Mit Rückgängen der Diversität zwischen 30-50% bestätigen unsere Daten die schon früher beobachteten Trends im Grünland (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Dabei liegen die von uns 2008 untersuchten Grünländer mit 15-20 Arten pro Aufnahme fläche über dem heutigen Mittelwert zufällig ausgewählter Grünlandflächen in Norddeutschland (10-15 Arten, OPPERMANN et al. 2009). Das deutet an, dass unsere Untersuchungen die Verluste vermutlich nicht überschätzen.

Autoren älterer Arbeiten hatten auch bereits erkannt, dass bestimmte funktionale Gruppen wie niedrige Kräuter oder auch Leguminosen besonders stark zurückgehen (MEISEL & V. HÜBSCHMANN 1976). Eine Meta-Analyse zu den Auswirkungen einer intensivierten Land-

nutzung (FLYNN et al. 2009) hat jüngst gezeigt, dass bei Vögel- und Säugetierbeständen die Verluste an funktionaler Diversität deutlich größer sind als die Verluste an taxonomischer Vielfalt. Für Gefäßpflanzen zeigte sich dieser Trend in der Übersicht von FLYNN et al. (2009) allerdings nicht, und unsere Daten unterstützen diese Beobachtung nun auch auf der Basis vegetationskundlicher Analysen. Die geringfügig schwächere Abnahme der funktionalen im Vergleich zur taxonomischen Diversität könnte auf funktionale Redundanz in den Arten der Grünlandvegetation hinweisen; dies müsste aber weiter untersucht werden.

### 5.3 Flächenveränderungen

Grünland gehört zu den Biotoptypen, die im 20. Jahrhundert die stärksten Verluste hinnehmen mussten. In Deutschland schwanken die Verluste regional zwischen 15 und 85% (RIECKEN et al. 2006), in den angrenzenden Ländern dürften sie im Mittel ebenfalls deutlich über 50% liegen (COUSINS & ERIKSSON 2008; DALLIMER et al. 2009; MEISEL & V. HÜBSCHMANN 1976; PRACH 2008).

Für Nordwestdeutschland schätzten bereits MEISEL & V. HÜBSCHMANN (1976), dass zwischen den 1950er und den 1970er Jahren die Flächenanteile der Calthion-Bestände von 26 auf 14% zurückgegangen sind und die Verluste im Molinion sogar noch deutlicher waren (von 11 auf 2%). Diese Zahlen beruhen allerdings auf der Auswertung von pflanzensoziologischen Tabellen und nicht auf Vegetationskartierungen oder anderen flächenscharfen Erhebungen. Im Vergleich liegen die in Abb. 3 dokumentierten Flächenentwicklungen aber durchaus in einer realistischen Größenordnung.

Dass die Feuchtgrünländer dabei insgesamt weniger stark zurückgingen als das artenreiche mesophile Grünland, liegt neben dem bereits erwähnten Schutzstatus sicher auch daran, dass sie wegen der relativ hohen Bodenfeuchte weniger gut als Acker zu nutzen sind. Verglichen mit dem Umbruch zu Acker scheint die Verbrachung von Grünland nur regional eine Rolle zu spielen (Zunahme der Hochstaudenfluren um >200% in Stolzenau, Abb. 4), ebenso ist die Wiederbewaldung eine eher seltene Folgenutzung (Abb. 3). Der hohe Anteil an Gewässern ist vor allem auf Veränderungen in der Region Kelbra zurückzuführen, die die flächenhaft größte Einzelregion darstellt. Die Anlage des Stausees hier wirkt sich entsprechend stark auf die Gesamtbilanz aus.

Für das Gebiet Elster in Sachsen-Anhalt lag eine detaillierte Vegetationskarte auch aus den 1990er Jahren vor (ABDANK 1995). Ein Vergleich der Karten zeigt, dass der Anteil des Feuchtgrünlandes von 22% in den 1950er Jahren und 10% in den 1990er Jahren noch einmal deutlich auf 4% in 2008 gefallen ist. Die Zahlen für das mesophile Grünland weisen in eine ähnliche Richtung (92% → 26% → 8%). Dies belegt, dass die größten Veränderungen in der Grünlandhäufigkeit bereits vor Jahrzehnten auftraten, dieser Trend jedoch bis heute anhält. Je nach Bundesland ging allein zwischen 2003 und 2007 das Dauergrünland zwischen 1 und 5% (rel. zur noch bestehenden Fläche) zurück, damit lagen die Verluste weit über dem Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche insgesamt (LIND et al. 2009). Aus Sicht des Naturschutzes ist dieser fortschreitende Verlust von Grünlandfläche möglicherweise der alarmierendste Aspekt im Hinblick auf das Ziel der Erhaltung von gefährdeten Pflanzenpopulationen in der Agrarlandschaft.

### 5.4 Populationsrückgänge

Dem Naturschutz wird vielfach vorgeworfen, dass er sich zu sehr auf seltene Arten konzentriert. Seltene Arten können kaum nennenswerte Beiträge zu den Ökosystemfunktionen leisten, und sie sind möglicherweise bereits so stark zurückgegangen, dass deren Populationen ohnehin nicht mehr erhalten werden können. Demgegenüber sind die von den Individuenzahlen her größten Verluste bei häufigen Arten zu erwarten, die allerdings im Naturschutz nur bedingt wahrgenommen werden (GASTON & FULLER 2007).

Unsere Zahlen belegen deutlich, wie stark die Populationsrückgänge insbesondere bei häufigen Arten des Grünlandes sein dürften. Für Tab. 5 wurden einige ehemals häufige und auf bestimmte Biotoptypen beschränkte Arten herausgegriffen, und aus den Frequenzverlusten im Aufnahmematerial und dem Verlust der entsprechenden Biotopfläche wurde der Gesamtrückgang abgeschätzt. Die Zahlen können natürlich nur grobe Trends aufweisen, belegen jedoch, dass die Bestände charakteristischer Arten in größeren Regionen Norddeutschlands um deutlich mehr als 80% zurückgegangen sein könnten. In manchen Fällen dürften die Verluste sogar deutlich über 95% liegen.

Tab. 5: Beispiele für Arten, die innerhalb der untersuchten Regionen auf mesophiles bzw. Feuchtgrünland beschränkt sind, dazu die geschätzten Rückgänge (Frequenzverlust • Biotopflächenverlust 1950/60 bis 2008).

| Art                          | Verlust Frequenz | Verlust Fläche | Gesamt      |
|------------------------------|------------------|----------------|-------------|
| <b>Mesophiles Grünland</b>   |                  |                |             |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | 73,0             | 98,0           | <b>99,5</b> |
| <i>Leontodon autumnalis</i>  | 87,5             | 98,0           | <b>99,8</b> |
| <i>Agrostis capillaris</i>   | 54,5             | 98,0           | <b>99,1</b> |
| <b>Feuchtgrünland</b>        |                  |                |             |
| <i>Caltha palustris</i>      | 58,0             | 88,0           | <b>95,0</b> |
| <i>Silene flos-cuculi</i>    | 82,8             | 88,0           | <b>97,9</b> |
| <i>Lysimachia nummularia</i> | 57,5             | 88,0           | <b>94,9</b> |

In Tab. 5 finden sich Arten des Feuchtgrünlandes wie *Caltha palustris* und *Silene flos-cuculi*, deren massiver Rückgang nicht überraschen mag. Dass aber auch an sich anspruchslöse Arten wie *Agrostis capillaris* und *Anthoxanthum odoratum* so starke Rückgänge erfahren haben, wird in der Naturschutzdiskussion wahrscheinlich nicht ausreichend gewürdigt. Nur die Sumpfdotterblume ist unter den genannten Arten auf einer Roten Liste zu finden (RL 3, Niedersachsen). Hinsichtlich der Meßtischblattfrequenzen ist bei keiner der Arten ein Rückgang festzustellen, und da sie auch keine FFH-Arten im engeren Sinne sind, gibt es keine Monitoring-Programme, die diese Arten erfassen. Auch wenn für erfahrene Vegetationskundler diese Befunde nicht überraschend sind, so zeigen sie doch, dass die vorhandenen Monitoringinstrumente quantitative Veränderungen nicht ausreichend dokumentieren können. Insofern kommt der Vegetationskunde und Pflanzensoziologie, die das nötige Instrumentarium schon früh etabliert haben, nach wie vor eine große Bedeutung zu.

## Danksagung

Wir danken A. Abdank, M. Burkart, G. Warthemann für die Überlassung eigener Daten, und R. Pott, H. Dierschke, R. Hundt, K. Meisel, E.-G. Mahn, M. Diekmann, G. Gollub für Hinweise zu historischen Aufnahmen. Stefan Meyer gab wertvolle Hinweise zu dem Manuskript. Dem LAU Sachsen-Anhalt und dem NLWK Niedersachsen danken wir für das Überlassen aktueller Daten und Luftbilder, den Luftbildarchiven in Niedersachsen, Thüringen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg für das Bereitstellen historischer Luftbilder. *BioChange Germany* wird finanziert aus Mittel des Niedersächsischen Landes-Exzellenzclusters 1b „Funktionale Biodiversitätsforschung“.

## Literatur

- ABDANK, A. (1995): Struktur und Wandel der Vegetation im östlichen Teil der Elster-Luppe-Aue im Verlauf der vergangenen vier Jahrzehnte, 143 S. – nicht publizierte Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität, Halle.
- ALBRECHT, H. & G. BACHTHALER (1990): Veränderungen der Segetalflora Mitteleuropas während der letzten vier Jahrzehnte. – Verhandl. GfÖ **11/12**: 364-372.

- ARNDT, O. (2004): Hinweise zur Landschaftsentwicklung auf der Querfurt-Merseburger Platte aus historisch-geographischer Sicht. – *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* **41**: 3-13.
- BAESSLER, C. & S. KLOTZ (2006): Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **115**: 43-50.
- BENDER, O., H.J. BOEHMER, D. JENS & K.P. SCHUMACHER (2005): Using GIS to analyse long-term cultural landscape change in Southern Germany. – *Landscape Urban Plan.* **70**: 111.
- BERNHARDT-RÖMERMANN, M., C. RÖMERMANN, R. NUSKE, A. PARTH, S. KLOTZ, W. SCHMIDT & J. STADLER (2008): On the identification of the most suitable traits for plant functional trait analyses. – *Oikos* **117**: 1533-1541.
- BEYER, H.L. (2004): Hawth's Analysis Tools for ArcGIS, <http://www.spatial ecology.com/htools>.
- BUCHWALD, K. (2008): FFH-Grünland in Deutschland: Lebensraumtypen, Ziel- und Problemarten, Möglichkeiten der Erhaltung und Wiederherstellung. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **20**: 90-107.
- BURKART, M. (1998): Die Grünlandvegetation der unteren Havelaue, 157 S. (plus appendix) – Martina Galunder Verlag, Wiehl.
- BURKART, M., H. DIERSCHKE, N. HÖLZEL, B. NOWAK & T. FARTMANN (2004): Molinio-Arrhenatheretea (E1) - Teil 2 Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht, 103 S. – Floristisch-Soziologische Arbeitsgemeinschaft, Göttingen.
- CHYTRÝ, M. (2001): Phytosociological data give biased estimates of species richness. – *J. Veg. Sci.* **12**: 439-444.
- COUSINS, S.A.O. & O. ERIKSSON (2008): After the hotspots are gone: Land use history and grassland plant species diversity in a strongly transformed agricultural landscape. – *Appl. Veg. Sci.* **11**: 365-374.
- DALLIMER, M., D. TINCH, A. S., N. HANLEY, H.R. SOUTHALL, K.J. GASTON & P.R. ARMSWORTH (2009): 100 years of change: examining agricultural trends, habitat change and stakeholder perceptions through the 20th century. – *J. Appl. Ecol.* **46**: 334-343.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden, 683 S. – Ulmer, Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2002): Kulturgrasland, 238 S. – Ulmer, Stuttgart.
- DRÖSCHMEISTER, R., A. BENZLER, F. BERHORN, A.E. DOERPINGHAUS, C., B. FRITSCHKE, F. GRAEF, M. NEUKIRCHEN, U. SUKOPP et al. (2006): Naturschutzmonitoring: Potenziale und Perspektiven. – *Natur & Landschaft* **81**: 578-584.
- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecol. Monogr.* **67**: 345-366.
- ELLENBERG, H. (1952a): Auswirkungen der Grundwassersenkung auf die Wiesengesellschaften am Seitenkanal westlich Braunschweig. – *Angewandte Pflanzensoziologie* **6**: 1-46.
- ELLENBERG, H. (Hrsg.) (1952b): Karte der Wiesengesellschaften am Seitenkanal westlich Braunschweig. Aufgenommen von W. Becker (1939), H. Ellenberg und R. Hölscher (1939 u. 1946), 46 S. – Zentralstelle für Vegetationskartierung, Stolzenau (Weser).
- ERNSTING, W., A. V. HÜBSCHMANN & K. MEISEL (1957): Vegetationskarte des Emstales bei Ahlen, Acker und Grünland aufgenommen 1955 (Wald 1956 von W. Lohmeyer bearbeitet von K. Meisel), – Bundesanstalt für Vegetationskartierung, Stolzenau (Weser).
- FISCHER, W. (1980): Beitrag zur Grünlandvegetation der Gülper Havelaue. – *Wiss. Z. Pädagogische Hochschule „Karl Liebknecht“* **25**: 383-396.
- FISCHER, W. (1990): Naturnahe Vegetationsformen der Gülper Havelaue und ihre Gefährdung (Teil 2). – nicht publiziertes Manuskript.
- FLYNN, D.F.B., M. GOGOL-PROKURAT, T. NOGEIRE, N. MOLINARI, B. TRAUTMAN RICHERS, B.B. LIN, N. SIMPSON, M.M. MAYFIELD et al. (2009): Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. – *Ecol. Lett.* **12**: 22-33.
- GASTON, K. & R.A. FULLER (2007): Commonness, population depletion and conservation biology. – *Trends Ecol. Evol.* **23**: 14-19.
- GRÄFE, G. (1967): Die Feuchtigkeitsverhältnisse unter den Wiesengesellschaften im östlichen Teil der Elster-Luppe-Aue, S. – nicht publizierte Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität, Halle.
- HABER, W. (2002): Landwirtschaftliche Nutzung aus ökologischer Sicht. – *Forum Geoökologie*: 29-34.
- HAVEMAN, R. & J.A.M. JANSSEN (2008): The analysis of long-term changes in plant communities using large databases: The effect of stratified resampling. – *J. Veg. Sci.* **19**: 355-362.
- HENNEKENS, S. & J.H.J. SCHAMINEE (2001): Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. – *J. Veg. Sci.* **12**: 589-591.

- HUNDT, R. (1958): Die Wiesenvegetation der Nutheniederung bei Nedlitz, Grimme und Polenzko. – *Wiss. Z. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg* **7**: 159-190.
- HUNDT, R. (1969): Wiesenvegetation, Wasserverhältnisse und Ertragsverhältnisse im Rückhaltebecken bei Kelbra an der Helme. – *Mitt. Inst. Wasserwirtschaft* **30**: 3-99.
- HUNDT, R. (2001): Ökologisch-geobotanische Untersuchungen an mitteldeutschen Wiesengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung ihres Wasserhaushaltes und ihrer Veränderungen durch die Intensivbewirtschaftung im Rahmen der Großflächenproduktion, 336 S. – Biosphärenreservat Rhön / Thüringen, Kaltensundheim.
- JANSEN, F. (2008): vegdata: Vegetation Data Access and Evaluation, version 0.0.11. – <http://geobot.botanik.uni-greifswald.de/portal>, Greifswald.
- JANSEN, F. & J. DENGLER (2008): GermanSL - Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. – *Tuexenia* **27**: 239-253.
- KAHMEN, S. & P. POSCHLOD (2008): Effects of grassland management on plant functional trait composition. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **128**: 137.
- KLOTZ, S. & G. BRIEMLE (2002): BIOLFLOR - eine Datenbank mit botanisch-ökologischen Daten zur Flora von Deutschland, 334 S. – Landwirtschaftsverlag, Münster.
- KNOLLOVÁ, I., M.T. CHYTRY, L. & O. HÁJEK (2004): Stratified resampling of phytosociological databases: some strategies for obtaining more representative data sets for classification studies. – *J. Veg. Sci.* **16**: 479-486.
- KORNECK, D., M. SCHNITTLER & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Deutschlands. In: B. f. Naturschutz (ed.) Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands: pp. 21-187. – Münster.
- LA SORTE, F.A., M.L. MCKINNEY & P. PYŠEK (2007): Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated biotic interchange. – *Global Change Biol.* **13**: 913-921.
- LIND, B., S. STEIN, A. KÄRCHER & M. KLEIN (2009): Where have all the flowers gone? Grünland im Umbruch, 18 S. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg.
- LUDWIG, G., H. HAUPT, H. GRUTTKE & M. BINOT-HAFKE (2005): Methodische Weiterentwicklung der Roten Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze in Deutschland - eine Übersicht. – *Natur & Landschaft* **80**: 257-265.
- MATTHIES, D., I. BRAUER, W. MAIBOM & T. TSCHARNTKE (2004): Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. – *Oikos* **105**: 481-488.
- MCCUNE, B. & M.J. MEFFORD (2006): PC-ORD 5.0. Multivariate Analysis of Ecological Data, S. - MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- MCKINNEY, M.L. (2004): Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. – *Global Ecol. Biogeography* **13**: 47-53.
- MEISEL, K. (1970): Über die Artenverbindungen der Weiden im nordwestdeutschen Flachland. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **5**: 45-56.
- MEISEL, K. & A. V. HÜBSCHMANN (1975): Zum Rückgang von Naß- und Feuchtbiotopen im Emstal. – *Natur & Landschaft* **50**: 33-38.
- MEISEL, K. & A. V. HÜBSCHMANN (1976): Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **10**: 109-124.
- OPPERMANN, R., A. KRISMANN, M. SONNBERGER & B. WEIß (2009): Bundesweites Biodiversitätsmonitoring zur Grünlandvegetation. – *Natur & Landschaft* **84**: 62-70.
- PETCHHEY, O.L. & K.J. GASTON (2002): Functional diversity (FD), species richness and community composition. – *Ecol. Lett.* **5**: 402-411.
- PODANI, L. & D. SCHMERA (2006): On dendrogram-based measures of functional diversity. – *Oikos* **115**: 179-185.
- PODANI, L. & D. SCHMERA (2007): How should a dendrogram-based measure of functional diversity function? A rejoinder to Petchey and Gaston. – *Oikos* **116**.
- POMPE, S., J. HANSFACH, F. BADECK, S. KLOTZ, W. THUILLER & I. KÜHN (2008): Climate and land use change impacts on plant distributions in Germany. – *Biol. Lett.* **4**: 564-567.
- PRACH, K. (2008): Vegetation changes in a wet meadow complex during the past half-century. – *Folia Geobot.* **43**: 119-130.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2004): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

- RIECKEN, U. (2002): Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes: Gesetzlich geschützte Biotope nach § 30. – *Natur & Landschaft* **77**: 397-408.
- RIECKEN, U., P. FINCK, U. RATHS & E. SCHRÖDER (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Zweite fortgeschriebene Fassung. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 34: 1-318.
- SCHNELLE, W. (1992): Gutachten Nedlitzer Niederung, Zerbst.
- SMART, S.M., K. THOMPSON, R.H. MARRS, M.G. LE DUC, L.C. MASKELL & L.G. FIRBANK (2006): Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. – *Proc. Roy. Soc. B.* **273**: 2659-2665.
- TÄGLICH, G. (1956): Die Wiesen- und Salzpflanzengesellschaften der Elster-Luppe-Aue. – unveröffentlichte Doktorarbeit, Martin-Luther-University Halle, Halle.
- TÜXEN, R. (1955): Aufruf zur soziologischen Aufnahme gefährdeter Pflanzengesellschaften. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F.* **5**: 203.
- UMWELT, I.W.U. (1996): Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet „Nedlitzer Niederung“. – unveröffentlichtes Gutachten; Regierungspräsidium, Dessau.
- V. DRACHENFELS, O. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen, 240 S. – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- V. HÜBSCHMANN, A., S. JAHN, R. JAHNS, A. NEUMANN, J. TÜXEN & K. WALTHER (1954): Stolzenau Weser 1961 -Mittlere Weser bei Stolzenau- Aufgrund systematischer Vorarbeiten von 1950-1952, Einzelne Nachträge 1954; Vegetationskarten Deutscher Flusstäler, S. – Bundesanstalt für Vegetationskartierung, Stolzenau (Weser).
- VAN LANDUYT, W., L. VANHECKE, I. HOSTE, F. HENDRICKX & D. BAUWENS (2008): Changes in the distribution area of vascular plants in Flanders (northern Belgium): eutrophication as a major driving force. – *Biodivers. Conserv.* **17**: 3045-3060.

Anschrift des Erstautors:

PD Dr. Karsten Wesche, Pflanzenökologie und Ökosystemforschung, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen, Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen

Email: Karsten.Wesche@biologie.uni-goettingen.de