



WESTFÄLISCHE  
WILHELMS-UNIVERSITÄT  
MÜNSTER



SoSe 2010  
Leitung: Prof. Dr. N. Hölzel

Analyse und Management von Ökosystemen

Praktikumsbericht

## **Evaluierung des Erfolgs von Renaturierungs- und Managementmaßnahmen im Bereich der Hessischen Bergstraße:**



**Renaturierte orchideenreiche Halbtrockenrasen aus Goldrutenbrachen  
sowie durch Oberbodenaustausch und Eselbeweidung neugeschaffene  
Sandmagerrasen**

bearbeitet von:

Annika Brinkert  
Elisa Fleischer  
Margitta Gentschenfelde  
Julia Lütke Brinkhaus  
Eva Rosinski

# Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung .....	2
2	Material und Methoden.....	2
2.1	Untersuchungsgebiete .....	2
	<i>Goldrutenbrachen in Gronau (Bensheim)</i> .....	2
	<i>Sandmagerrasen in Lorsch</i> .....	3
2.2	Feldmethoden.....	4
	<i>Vegetationsaufnahmen</i> .....	4
	<i>Probennahme: Biomasse und Boden</i> .....	4
	<i>Lichtmessungen</i> .....	4
2.3	Laboranalysen.....	4
	<i>Bodenparameter</i> .....	4
	<i>Biomasse</i> .....	4
2.4	Statistische Auswertung .....	5
	<i>Aufbereitung der Vegetationsdaten</i> .....	5
	<i>Multivariate Methoden</i> .....	5
	<i>Univariate Methoden</i> .....	5
3	Ergebnisse .....	6
3.1	Ordination.....	6
	<i>Goldrutenbestände</i> .....	6
	<i>Sandmagerrasen</i> .....	7
3.2	Biomasse-, Boden und Vegetationsparameter –Mittelwertvergleiche .....	10
	<i>Goldrutenbestände</i> .....	10
	<i>Sandmagerrasen</i> .....	11
3.3	Lichtökologie .....	13
	<i>Goldrutenbestände</i> .....	13
	<i>Sandmagerrasen</i> .....	14
3.4	Mittelwertvergleiche SunScan .....	15
	<i>Goldrutenbestände</i> .....	15
	<i>Sandmagerrasen</i> .....	16
4	Diskussion.....	17
	<i>Goldrutenbestände</i> .....	17
	<i>Sandmagerrasen</i> .....	18
5	Zusammenfassung .....	19
6	Literatur .....	20

## 1 Einleitung

Im Bereich der Bergstraße in Südhessen wurden im Rahmen eines Praktikums Grünlandökosysteme im Hinblick auf eine Evaluierung von Renaturierungs- und Managementmaßnahmen untersucht. Bei diesen Grünlandbeständen handelt es sich um Halbtrockenrasen und Sandmagerrasen, wobei beide Habitats innerhalb des jeweiligen Lebensraumtypes einen Sonderstatus einnehmen.

Bei den Halbtrockenrasen handelt es sich um gemähte Trespen-Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*), die sich durch ihren Orchideenreichtum auszeichnen (HÖLZEL 1998). Wegen ihrer Bewirtschaftung durch Mahd unterscheiden sie sich von gewöhnlich beweideten Halbtrockenrasen in ihrer floristischen Komposition und in ihrer deutlich begrenzteren räumlichen Ausdehnung. Sie sind Hessens der seltenste und somit am stärksten gefährdetste Magerrasentyp (HÖLZEL 1998).

Binnenländische Sandmagerrasen sind in ihrer Ausdehnung vor allem von der Umwandlung in Äcker und der Aufforstung bedroht (SCHWABE & KRATOCHWIL 2009). Insbesondere die basenreiche Ausprägung ist aufgrund ihrer geringen Verbreitung gefährdet und gehört als Lebensraumtyp 6120 („Trockene, kalkreiche Sandrasen“) zu den FFH-Lebensraumtypen (BFN 2009). Die besonderen Standorteigenschaften in der Oberrheinebene ermöglichen hier ein Nebeneinander subkontinentaler, submediterraner und subatlantischer Arten.

Aufgrund ihrer Seltenheit ist eine Evaluierung der erfolgten Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen bei beiden Habitattypen somit von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiete

Beide Untersuchungsgebiete liegen im Naturraum „Nördliche Oberrhein-Tiefland“, welcher zu den wärmsten Gebieten Mitteleuropas zählt und sich durch kontinentale Klimatönung mit heißen Sommern und langer Vegetationsperiode auszeichnet (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1956). Die Niederschlagsmengen nehmen von der Ebene (Lorsch) zu den Hängen des Odenwaldes (Gronau, Bensheim) zu.

#### *Goldrutenbrachen in Gronau (Bensheim)*

Das Untersuchungsgebiet liegt westlich von Gronau, einem Stadtteil von Bensheim, im Meerbachtal am Rand des Odenwalds (Abb. 1). Naturräumlich gehört dieses Gebiet zur Haupteinheit „Bergstraße“ und zur Untereinheit „Mittlere Bergstraße“ (KLAUSING 1967). Das saure Ausgangsgestein ist durch mächtige Lössauflagen maskiert, die aus der Rheinebene stammen. Diese Bodenbeschaffenheit sowie die Klimagunst durch geringere Frostdauer und höhere Niederschläge als in der Rheinebene begünstigt die intensive Nutzung als Wein- und Obstanbaugebiet (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1956). Untersuchungsobjekt waren die verbrachten und inzwischen durch den Neophyten *Solidago canadensis* eingenommenen Flächen ehemaliger orchideenreicher Trespen-Halbtrockenrasen. Diese werden seit 1986 vom ortsansässigen NABU gemanaget und durch eine Frühsommermahd gepflegt (HÖLZEL 1998); sie wurden als „Magerrasen von Gronau mit angrenzenden Flächen“ als FFH-Gebiet vorgeschlagen (HMUELV 2004).

Es wurden fünf Standorte untersucht: Im Vorjahr erstmalig gemähter Goldruten-Dominanzbestand (G1), ungemähte Goldrutenbrache (G2), nicht aus der Nutzung genommener Halbtrockenrasen (G3), gemähter Mischbestand aus Halbtrockenrasen und Goldruten-Dominanz (G4) und gemähte Goldruten-Dominanzbestände (G5).

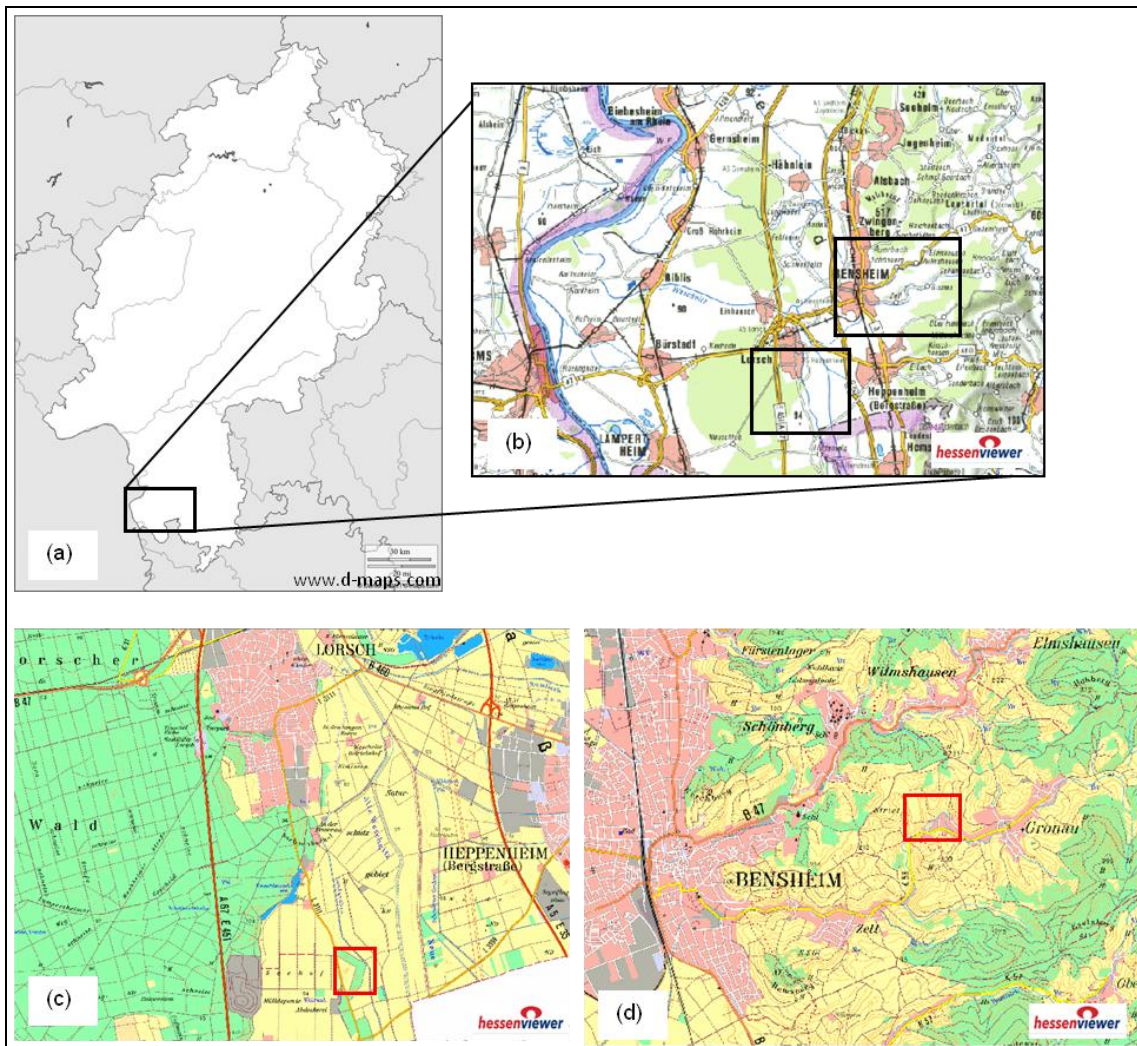


Abb. 1. Lage der Untersuchungsgebiete. (a) Übersicht Hessen (b) Übersicht Kreis Bergstraße (c) Untersuchungsgebiet in Gronau (Bensheim) (d) Untersuchungsgebiet in Lorsch

### *Sandmagerrasen in Lorsch*

Das Untersuchungsgebiet liegt südlich der Stadt Lorsch im südhessischen Kreis Bergstraße im Süden Hessens an der L3111 und wird von einem Waldstreifen umrahmt (Abb. 1). Naturräumlich lässt es sich der Haupteinheit „Hessische Rheinebene“ und weitergehend der Untereinheit „Käferthal-Viernheimer Sand“ zuordnen (KLAUSING 1967). Diese Sandebene ist von flachen Dünenzügen geprägt, auf denen heutzutage Kiefernforste stocken. Die Dünen bestehen aus kalkhaltigem Flugsand, welcher aus den Schotterbänken des Rheins ausgeblasen wurde (SCHWABE & KRATOCHWIL 2004). Das Untersuchungsgebiet befindet sich auf einer Teilfläche in einem Spargelanbaugebiet. Im Rahmen einer Ausgleichsmaßnahme, die aufgrund von Abgrabungsarbeiten einer Deponie durchzuführen war, wurde ein Teil des Ackers renaturiert. Dazu wurde Oberboden abgetragen und der kalkhaltige Sand, der bei den Abgrabungen der Deponie anfiel, aufgetragen. Die übrige Fläche wurde unverändert gelassen. Beide Varianten wurden in extensive Nutzung überführt, wobei zunächst mit Schafen und anschließend mit Eseln beweidet wird. Auf der Oberbodenaustauschfläche entwickelten sich Bestände des Verbandes *Koelerion glaucae*.

Es wurden drei Standorte untersucht: Durch Oberbodenaustausch renaturierte ehemalige Spargelanbauflächen (S1), sowie für den Anbau aufgegebene Flächen mit Straußgras-Dominanz (S2) und Glatthafer-/Honiggrasdominanz (S3).

## 2.2 Feldmethoden

### *Vegetationsaufnahmen*

Auf einer für den jeweiligen den Bestand repräsentativen und homogenen Probefläche von 5\*5 m erfolgte eine Vegetationsaufnahme nach einer modifizierten Braun-Blanquet-Skala (Weglassen der Artmächtigkeit „r“, Aufspaltung der Artmächtigkeit „2“ in „2m“, „2a“ und „2b“). Desweiteren wurden weitere Probeflächencharakteristika (u.a. Gesamtdeckung, Bestandeshöhe) erhoben.

### *Probennahme: Biomasse und Boden*

Die Biomasse wurde mittels Metallrahmen (0,1 m<sup>2</sup>) beerntet. Alle innerhalb des Rahmens wachsende pflanzliche Biomasse wurde etwa 2 cm über dem Boden abgetrennt und als Mischprobe (bestehend aus fünf Teilproben) gesammelt. Hierbei wurden sowohl Streu, Kryptogamen als auch tierische Biomasse ausgespart. Die Teilproben wurden jeweils nahe der Ecken und der Mitte der Untersuchungsfläche auf repräsentativen Teilflächen erhoben.

Mit dem N<sub>min</sub>-Bohrer wurden 10 cm Erde ausgestochen. Auch hier wurden Mischproben mit jeweils fünf Teilproben in der Nähe der Ecken und der Mitte erhoben.

### *Lichtmessungen*

Mit dem SunScan Canopy Analysis System wurde die Dichte sowie die Heterogenität der Bestände bestimmt. In den Vegetationsbeständen wurde mit dem 1 m langen Handgerät mit 64 Photodioden die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) in 10cm-Abständen von der Bodenoberfläche bis über den höchsten Punkt des Bestandes gemessen. Eine Referenzstation ermittelt die Gesamtstrahlung oberhalb des Bestandes. Das Verhältnis dieser Messwerte ist ein Maß für die Bestandesdichte; die Standardabweichung der 64 Sensoren dient als Maß der Heterogenität eines Bestandes.

## 2.3 Laboranalysen

### *Bodenparameter*

Die Bodenmischproben wurden im Trockenschrank getrocknet und bei einer Maschenweite von 2 mm gesiebt. Die Messung des pflanzenverfügbaren Phosphats bzw. Kaliums erfolgte nach der Calcium-Acetat-Lactat-Methode (kurz CAL-Methode), bei der die pflanzenverfügbaren Ionen freigesetzt und nach Anfärbung im Extrakt photometrisch bestimmt wurden (BERNING-MADER et al. 2010). Der pH-Wert des Bodens wurde in einer CaCl<sub>2</sub>-Lösung ermittelt.

### *Biomasse*

Die Biomasse wurde bei 80 °C getrocknet und gewogen sowie anschließend gehäckselt und gemahlen. Die gemahlene Proben wurden mittels Nahinfrarotspektroskopie (NIRS) untersucht. Hierbei wurde die Biomasse auf die prozentualen Anteile von NDF, ADL, ADF, C, N, P, N/P, K, Ca und Mg untersucht. Zudem wurde zur Überprüfung der Verlässlichkeit der Ergebnisse die Probenfeuchte ermittelt, welche 5 % nicht überschreiten durfte. In diesem Fall wäre ein zweites Trocknen der Proben erforderlich gewesen.

## 2.4 Statistische Auswertung

### *Aufbereitung der Vegetationsdaten*

Die im Gelände erhobenen Deckungsgrade wurden zur weiteren Datenbearbeitung in mittlere Deckungsgrade überführt.

Für die jeweiligen Aufnahmeflächen wurden aus den Vegetationsdaten die quantitativen mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) ermittelt (DIERSCHKE 1994), sodass sich Arten mit hoher Deckung stärker auf das Endergebnis auswirkten. Bei Artengruppen wurden die Zeigerwerte derjenigen Subspezies herangezogen, welche in dem Untersuchungsgebiet am häufigsten vorkam (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989).

Außerdem wurden mit dem Shannon-Wiener-Index und der Evenness zwei Diversitätsmaße berechnet.

### *Multivariate Methoden*

Um diejenigen Umweltfaktoren zu identifizieren, die die floristische Komposition der unterschiedlichen Bestände bedingen, wurden zwei indirekte Ordinationen durchgeführt. Es wurden jeweils diejenigen Arten eliminiert, die in nur einer Aufnahme auftraten, sodass bei den Halbtrockenrasen 32 Arten von 113 und bei den Sandmagerrasen-Standorten 14 von ehemals 60 Arten aus dem Ordinationsverfahren ausgeschlossen wurden. Die Vegetationsdatenmatrizen wurden wurzeltransformiert. Bei einer ersten Detrended Correspondence Analysis (DCA) der Halbtrockenrasen- bzw. Sandmagerrasen-Bestände wurde eine gemittelte Gradientenlänge der ersten Achse von 1,891 bzw. 2,882 SD-Einheiten festgestellt. Für Datensätze mit  $< 3$  SD-Einheiten empfehlen LEPSŠ & ŠMILAUER (2003) zwar lineare Methoden wie die Hauptkomponentenanalyse, aufgrund der Analyse der Art-Antwort-Kurven und dadurch, dass in beiden Beständen deutlich weniger Objekte (Aufnahmen) als Attribute (Arten) vorhanden waren (vgl. MCGARIGAL et al. 2000 zit. in LEYER & WESCHE 2007), wurde jeweils eine DCA präferiert. Weitere Einstellungen der DCAs waren: Herabgewichtung seltener Arten, Reskalierung der Achsen und Detrending durch 26 Segmente.

Die Ordination erfolgte mit PC-ORD 5.10.

### *Univariate Methoden*

Vor Mittelwertvergleichen zwischen Gruppen oder der Berechnung von Korrelationskoeffizienten wurden die Variablen auf Normalverteilung (Shapiro-Wilk-Test für  $n < 50$ ) und Homogenität der Varianzen (Levene-Test) getestet.

Bei Korrelationen zwischen parametrischen Variablen wurde der Pearson-Korrelationskoeffizient berechnet, bei Korrelationen mit Beteiligung nicht-parametrischer Variablen wurde auf den Spearman-Korrelationskoeffizienten zurückgegriffen.

Mittelwertvergleiche bei nicht-normalverteilten Variablen wurden mit dem nicht-parametrischem Mann-Whitney-U-Test durchgeführt, bei diesen mehrfachen Tests erfolgte eine Bonferroni-Korrektur um das Signifikanzniveau zu berichtigen. Bei normalverteilten Variablen wurden signifikante Unterschiede zwischen mehreren Gruppen mittels ANOVA bestimmt. Als Post-Hoc-Test wurde bei homogenen Varianzen der Tukey-HSD-Test durchgeführt, bei nicht homogenen Varianzen der Tamhane-Test.

Die statistischen Tests erfolgten mit SPSS 17.0.

### 3 Ergebnisse

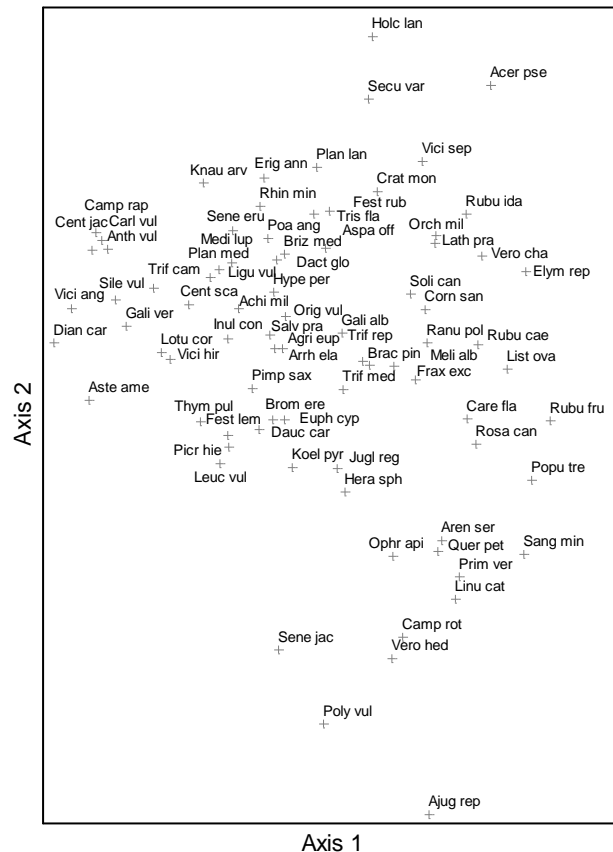
#### 3.1 Ordination

##### Goldrutenbestände

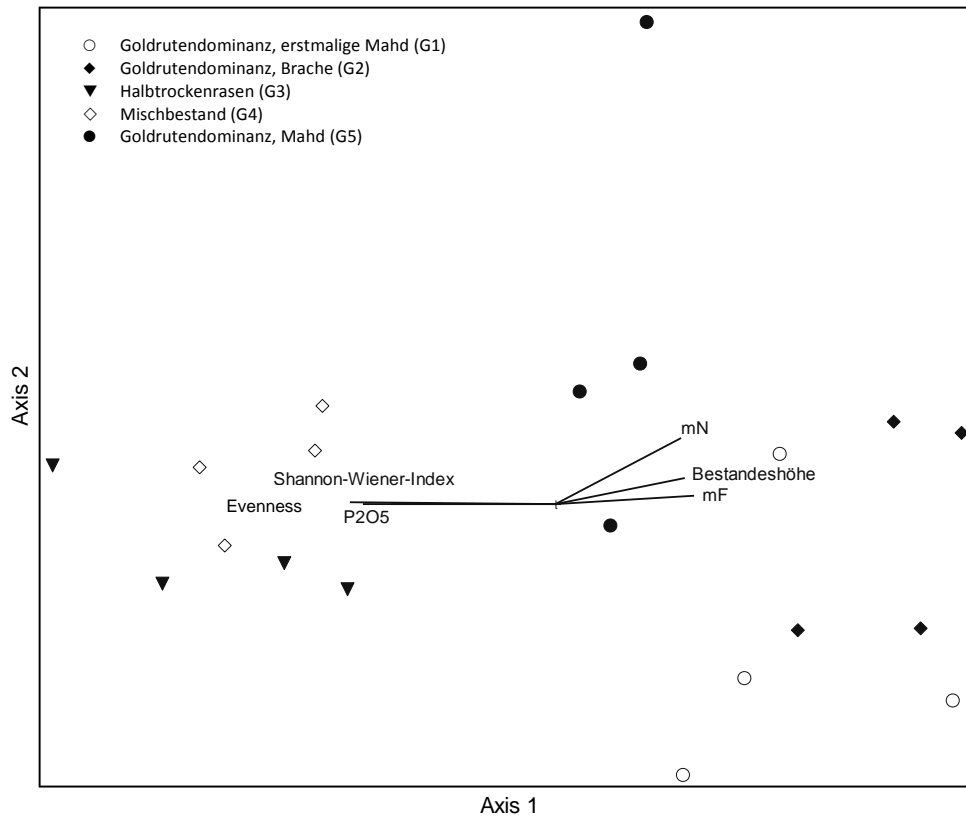
Die gemittelte Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 1,891 SD-Einheiten, die der zweiten 1,522 SD-Einheiten (Tab. 1). Die Gesamtvarianz im Datensatz beträgt 1,370; die erste Achse erklärt 27 % der Varianz im Datensatz, die zweite Achse erklärt noch 9 %.

**Tab. 1:** Eigenwerte und Gradientenlängen der ersten beiden Achsen sowie Korrelationskoeffizienten nach Spearman und Pearson (Kennzeichnung durch hochgestelltes P) der Achsenwerte mit den Umweltparametern (\* =  $p < 0,05$ , \*\* =  $p < 0,01$ ). Hohe signifikante Korrelationskoeffizienten ( $> 0,5$ ) in Fettschrift.

	Achse 1	Achse 2
Eigenwert	0,267	0,091
Gradientenlänge	1,891	1,522
Gesamtdeckung	-0,240	0,396
Bestandshöhe [cm]	<b>0,638**<sup>P</sup></b>	0,290 <sup>P</sup>
Deckungsgradsumme	0,116 <sup>P</sup>	0,460* <sup>P</sup>
Artenzahl	-0,278 <sup>P</sup>	-0,198 <sup>P</sup>
Shannon-Wiener-Index	<b>-0,781**<sup>P</sup></b>	0,028 <sup>P</sup>
Evenness	<b>-0,806**<sup>P</sup></b>	0,073 <sup>P</sup>
mittl. Feuchtezahl	<b>0,659**<sup>P</sup></b>	0,165 <sup>P</sup>
mittl. Reaktionszahl	-0,103 <sup>P</sup>	0,050 <sup>P</sup>
mittl. Nährstoffzahl	<b>0,630**<sup>P</sup></b>	0,458* <sup>P</sup>
Biomasse [g/m <sup>2</sup> ]	0,111 <sup>P</sup>	0,460* <sup>P</sup>
NDF [%]	-0,300 <sup>P</sup>	0,203 <sup>P</sup>
ADF [%]	-0,391 <sup>P</sup>	0,119 <sup>P</sup>
ADL [%]	0,166 <sup>P</sup>	-0,138 <sup>P</sup>
C [%]	-0,289	-0,331
N [%]	-0,061 <sup>P</sup>	0,418 <sup>P</sup>
P [%]	0,499*	0,072
N/P	-0,253	-0,084
K [%]	0,032	-0,412
Ca [%]	0,273	-0,203
Mg [%]	0,287	0,474*
pH	0,211 <sup>P</sup>	0,201 <sup>P</sup>
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [mg/100g Boden]	<b>-0,557*</b>	-0,062
K <sub>2</sub> O [mg/100g Boden]	0,435	-0,411



**Abb. 2:** DCA-Ordination mit Arten (n = 81). Artkürzel: Erste vier Buchstaben des Gattungsnamens und erste drei Buchstaben des Artnamens.



**Abb. 3:** DCA-Ordination mit Untersuchungsflächen (n = 20) und Umweltparameter-Overlay (Cuttoff- $r^2$ -Value = 0,4).

Die Aufnahmen zeigen eine deutliche Differenzierung entlang der ersten Achse, diese erklärt allerdings erklärt nur wenig Varianz (27 %) im Datensatz. Die Aufnahmen der Halbtrockenrasen sowie des Mischbestandes weisen die höchsten Werte entlang ersten Achse auf; während der brachliegende Goldruten-Dominanzbestand die geringsten Werte innehat (Abb. 3). Die erste Achse ist sehr stark negativ mit der Evenness korreliert (Tab. 1), die Halbtrockenrasen zeichnen sich als heterogene Bestände aus, die Goldruten-Dominanzbestände erwartungsgemäß als Monodominanzen von *Solidago canadensis*. Weiterhin ist die erste Achse stark negativ mit der Bestandeshöhe sowie der mittleren Feuchte und Nährstoffanzahl korreliert, da letztere beiden vor allem auf auf *Solidago canadensis* zurückgehen, mindert dies jedoch ihren Aussagegehalt. Zielarten der Halbtrockenrasen wie *Aster amellus* oder *Dianthus carthusianorum* treten eher in der linken Hälfte des Ordinationsdiagrammes auf, rechts hingegen Phanerophyten und Nanophanerophyten wie *Populus tremula* oder *Rosa canina* (Abb. 2). Dazu gesellen sich Brachezeiger wie die drei vorkommenden *Rubus*-Arten.

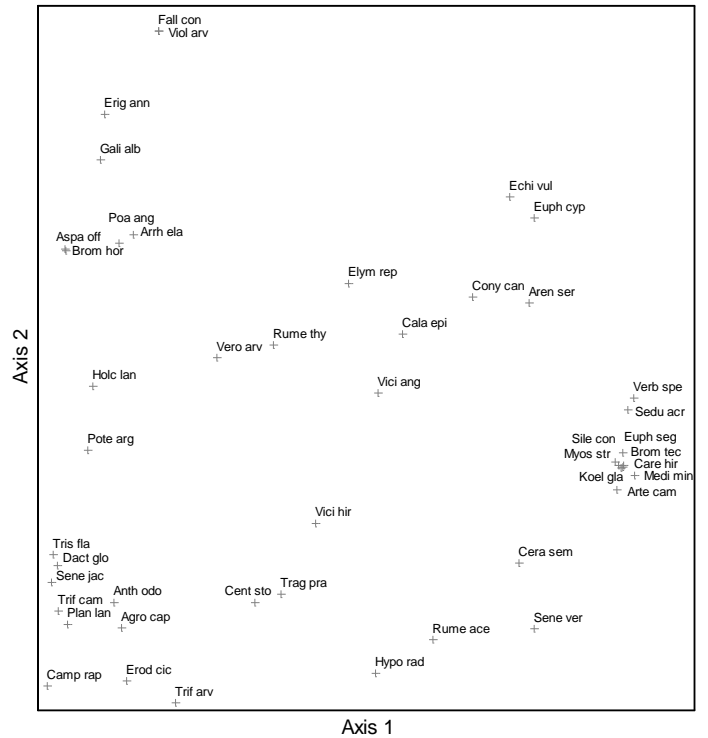
#### *Sandmagerrasen*

Die DCA weist eine gemittelte Gradientenlänge der ersten Achse von 2,882 SD-Einheiten auf, die zweite Achse hat eine Länge von 2,154 SD-Einheiten (Tab. 3). Die Gesamtvarianz beträgt 1,674; die erste Achse erklärt 70 % der Datensatzvarianz, die zweite 29 %.

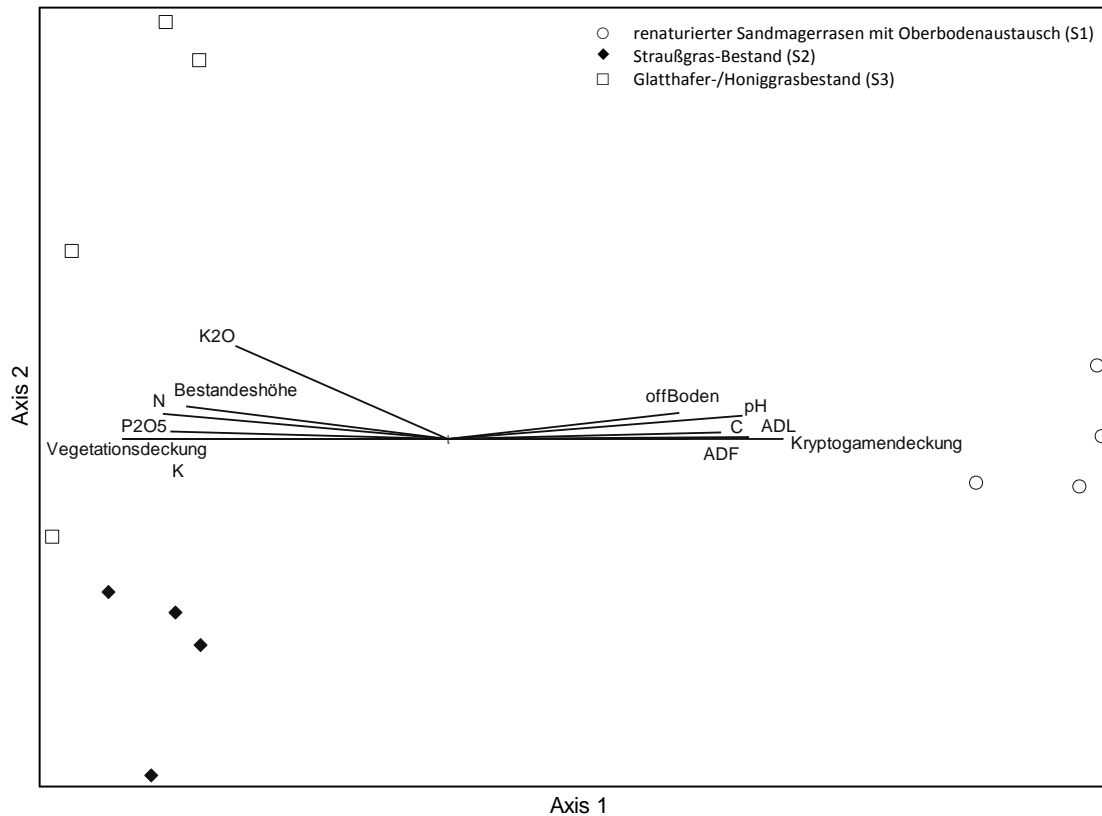


**Tab. 2:** Eigenwerte und Gradientenlängen der ersten beiden Achsen sowie Korrelationskoeffizienten nach Spearman und Pearson (Kennzeichnung durch hochgestelltes P) der Achsenwerte mit den Umweltparametern (\* =  $p < 0,05$ , \*\* =  $p < 0,01$ ). Hohe signifikante Korrelationskoeffizienten ( $> 0,5$ ) in Fettschrift.

	Achse 1	Achse 2
Eigenwert	0,698	0,290
Gradientenlänge	2,882	2,154
Vegetationsdeckung	<b>-0,799**</b>	0,162 <sup>P</sup>
Kryptogamendeckung	<b>0,843**</b>	0,145
Anteil offenen Bodens	<b>0,860**</b>	0,171 <sup>P</sup>
Bestandshöhe [cm]	<b>-0,618*</b>	0,363 <sup>P</sup>
Deckungsgradsumme	-0,518	0,042 <sup>P</sup>
Artenzahl	-0,014	-0,231 <sup>P</sup>
Shannon-Wiener-Index	0,236	-0,468 <sup>P</sup>
Evenness	0,318	-0,441 <sup>P</sup>
mittl. Feuchtezahl	-0,100	-0,182 <sup>P</sup>
mittl. Reaktionszahl	0,045	-0,023 <sup>P</sup>
mittl. Nährstoffzahl	0,000	-0,307 <sup>P</sup>
Biomasse [g/m <sup>2</sup> ]	-0,545	0,042 <sup>P</sup>
NDF [%]	0,391	-0,249 <sup>P</sup>
ADF [%]	<b>0,673*</b>	-0,146 <sup>P</sup>
ADL [%]	<b>0,873**</b>	-0,020 <sup>P</sup>
C [%]	<b>0,782*</b>	0,014 <sup>P</sup>
N [%]	<b>-0,791*</b>	0,341 <sup>P</sup>
P [%]	<b>-0,677*</b>	-0,082 <sup>P</sup>
N/P	0,209	-0,373
K [%]	<b>-0,753**</b>	-0,280
Ca [%]	-0,027	0,398 <sup>P</sup>
Mg [%]	0,282	0,408 <sup>P</sup>
pH	0,527	0,131 <sup>P</sup>
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [mg/100g Boden]	<b>-0,718*</b>	0,160 <sup>P</sup>
K <sub>2</sub> O [mg/100g Boden]	<b>-0,729*</b>	0,571 <sup>P</sup>



**Abb. 4:** DCA-Ordination mit Arten (n = 46). Artkürzel: Erste vier Buchstaben des Gattungsnamens und erste drei Buchstaben des Artnamens.



**Abb. 5:** DCA-Ordination mit Untersuchungsflächen (n = 12) und Umweltparameter-Overlay (Cuttoff- $r^2$ -Value = 0,5).

Die erste Achse der DCA-Ordination zeigt eine deutliche Separation des renaturierten Sandmagerrasens mit seinen typischen und bestandsprägenden Arten wie *Euphorbia seguieriana* und *Koeleria glauca* von den beiden Obergras-Beständen (Abb. 4, 5). Die renaturierten Sandmagerrasen zeichnen sich durch eine lückige Bestandesstruktur mit hohem Kryptogamenanteil aus; der Aufwuchs dieses Bestandes ist durch hohe Anteile der für Weidentiere schwerer verdaulichen Faserfraktionen ADF und ADL gekennzeichnet (Tab. 2). Die Böden der Straußgras- und Glatthafer-/Honiggras-Bestände weisen höhere Gehalte pflanzenverfügbaren Kaliums sowie Phosphats auf. Des Weiteren zeigen diese die höchste Vegetationsdeckung sowie Bestandeshöhe.

### 3.2 Biomasse-, Boden und Vegetationsparameter –Mittelwertvergleiche

#### Goldrutenbestände

Die Biomasseproben der unterschiedlichen Goldrutenbestände G1–G5 unterscheiden sich bezüglich C-, N-, P-, K-, Ca- und Mg-Gehalt sowie des N/P-Verhältnisses nicht signifikant voneinander. Hingegen stellen sich bei den Biomasseproben signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Aufnahmen bei den Anteilen von NDF, ADF und ADL, sowie bei der Biomasse pro m<sup>2</sup> heraus (Tab. 3). Dabei weist G1 mit 46,51 ± 0,82 % den geringsten bzw. G3 mit 56,75 ± 3,03 % den größten Anteil an NDF auf. G1 und G3 unterschieden sich signifikant voneinander; G2, G4 und G5 unterschieden sich von keinem Bestand signifikant.

**Tab. 3:** Mittelwerte und Standardfehler der Biomasse-, Boden und Vegetationsparameter in den verschiedenen Goldrutenbeständen G1–G5. Hochgestellte Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Beständen; normale Kleinbuchstaben kennzeichnen Unterschiede gemäß Tukey-HSD-Test, kursive Kleinbuchstaben Unterschiede nach Tamhane-T2-Test und Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede nach Mann-Whitney-U-Test (Bonferroni-korrigiert).

	G1 (n = 4)	G2 (n = 4)	G3 (n = 4)	G4 (n = 4)	G5 (n = 4)
NDF (%)	46,51 ± 0,82 <sup>a</sup>	54,02 ± 2,18 <sup>ab</sup>	56,75 ± 3,03 <sup>b</sup>	53,00 ± 0,95 <sup>ab</sup>	53,46 ± 1,06 <sup>ab</sup>
ADF (%)	30,72 ± 0,30 <sup>o</sup>	35,07 ± 1,02 <sup>ab</sup>	37,14 ± 1,78 <sup>ab</sup>	34,35 ± 0,53 <sup>b</sup>	33,86 ± 0,37 <sup>b</sup>
ADL (%)	9,65 ± 0,11 <sup>abc</sup>	10,64 ± 0,32 <sup>ac</sup>	10,51 ± 0,35 <sup>c</sup>	9,07 ± 0,20 <sup>b</sup>	9,76 ± 0,28 <sup>abc</sup>
C (%)	44,18 ± 0,13 <sup>A</sup>	43,31 ± 0,10 <sup>A</sup>	44,34 ± 0,51 <sup>A</sup>	44,02 ± 0,22 <sup>A</sup>	43,31 ± 0,21 <sup>A</sup>
N (%)	1,03 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,92 ± 0,06 <sup>a</sup>	0,95 ± 0,15 <sup>a</sup>	1,11 ± 0,04 <sup>a</sup>	1,34 ± 0,12 <sup>a</sup>
P (%)	0,17 ± 0,01 <sup>A</sup>	0,19 ± 0,01 <sup>A</sup>	0,13 ± 0,04 <sup>A</sup>	0,16 ± 0,01 <sup>A</sup>	0,20 ± 0,01 <sup>A</sup>
N/P	10,35 ± 0,51 <sup>A</sup>	8,64 ± 0,10 <sup>A</sup>	16,91 ± 6,97 <sup>A</sup>	10,55 ± 0,25 <sup>A</sup>	9,19 ± 0,29 <sup>A</sup>
K (%)	1,23 ± 0,06 <sup>A</sup>	1,27 ± 0,17 <sup>A</sup>	0,98 ± 0,29 <sup>A</sup>	1,23 ± 0,06 <sup>A</sup>	0,96 ± 0,03 <sup>A</sup>
Ca (%)	1,25 ± 0,03 <sup>A</sup>	1,24 ± 0,03 <sup>A</sup>	1,18 ± 0,02 <sup>A</sup>	1,16 ± 0,06 <sup>A</sup>	1,23 ± 0,01 <sup>A</sup>
Mg (%)	0,22 ± 0,01 <sup>A</sup>	0,26 ± 0,01 <sup>A</sup>	0,18 ± 0,05 <sup>A</sup>	0,20 ± 0,01 <sup>A</sup>	0,30 ± 0,01 <sup>A</sup>
Biomasse (g/m <sup>2</sup> )	228,50 ± 15,80 <sup>a</sup>	365,00 ± 25,48 <sup>bc</sup>	292,50 ± 35,07 <sup>ab</sup>	326,50 ± 6,80 <sup>abc</sup>	421,50 ± 27,40 <sup>c</sup>
Gesamtdeckung (%)	83,00 ± 3,14 <sup>A</sup>	94,50 ± 1,44 <sup>A</sup>	93,25 ± 1,02 <sup>A</sup>	98,00 ± 0,94 <sup>A</sup>	93,50 ± 3,13 <sup>A</sup>
Bestandeshöhe (cm)	47,50 ± 2,80 <sup>a</sup>	95,00 ± 2,50 <sup>b</sup>	36,25 ± 3,25 <sup>a</sup>	52,50 ± 6,73 <sup>a</sup>	76,25 ± 3,25 <sup>b</sup>
Deckungsgradsumme	127,00 ± 5,96 <sup>a</sup>	130,00 ± 11,36 <sup>a</sup>	109,50 ± 9,48 <sup>a</sup>	135,13 ± 18,30 <sup>a</sup>	146,13 ± 10,01 <sup>a</sup>
Artenzahl	38,50 ± 2,08 <sup>a</sup>	28,00 ± 1,70 <sup>b</sup>	35,25 ± 2,01 <sup>ab</sup>	36,25 ± 1,02 <sup>a</sup>	33,00 ± 0,94 <sup>ab</sup>
Shannon-Wiener-Index	2,30 ± 0,10 <sup>ac</sup>	1,62 ± 0,06 <sup>b</sup>	2,76 ± 0,15 <sup>ac</sup>	2,81 ± 0,13 <sup>a</sup>	2,25 ± 0,04 <sup>c</sup>
Evenness	0,63 ± 0,02 <sup>ac</sup>	0,49 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,78 ± 0,04 <sup>b</sup>	0,78 ± 0,03 <sup>b</sup>	0,64 ± 0,02 <sup>bc</sup>
mittl. Feuchtezahl	4,20 ± 0,08 <sup>ab</sup>	4,55 ± 0,13 <sup>a</sup>	3,83 ± 0,08 <sup>b</sup>	4,00 ± 0,11 <sup>ab</sup>	4,12 ± 0,17 <sup>ab</sup>
mittl. Reaktionszahl	7,40 ± 0,04 <sup>o</sup>	7,23 ± 0,16 <sup>o</sup>	7,65 ± 0,19 <sup>o</sup>	6,98 ± 0,10 <sup>o</sup>	7,28 ± 0,22 <sup>o</sup>
mittl. Nährstoffzahl	3,87 ± 0,07 <sup>ab</sup>	4,38 ± 0,27 <sup>a</sup>	3,45 ± 0,07 <sup>b</sup>	3,72 ± 0,17 <sup>ab</sup>	4,08 ± 0,19 <sup>ab</sup>
pH (CaCl <sub>2</sub> )	5,36 ± 0,01 <sup>a</sup>	5,25 ± 0,02 <sup>a</sup>	5,28 ± 0,04 <sup>a</sup>	5,29 ± 0,03 <sup>a</sup>	5,34 ± 0,02 <sup>a</sup>
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/100g Boden)	4,29 ± 0,21 <sup>A</sup>	5,19 ± 0,46 <sup>A</sup>	8,79 ± 1,50 <sup>A</sup>	9,36 ± 1,15 <sup>A</sup>	4,89 ± 0,74 <sup>A</sup>
K <sub>2</sub> O (mg/100g Boden)	15,55 ± 2,08 <sup>A</sup>	16,58 ± 1,77 <sup>A</sup>	10,11 ± 0,40 <sup>A</sup>	13,37 ± 1,88 <sup>A</sup>	8,53 ± 0,83 <sup>A</sup>

Ebenfalls besitzt G1 mit 30,72 ± 0,30 % den geringsten Anteil an ADF und unterscheidet sich signifikant von den anderen Beständen. G3, mit 37,14 ± 1,78 % zeigt wiederum den größten Anteil an ADF, unterscheidet sich aber, ebenso wie G2, nicht signifikant von den anderen Beständen. Im mittleren Bereich befinden sich G4 und G5, die sich signifikant von G1–G3 unterscheiden.

Bezüglich des ADL-Anteils unterscheiden sich G3 und G4 signifikant von allen anderen Beständen, wobei G4 mit 9,07 ± 0,20 % den geringsten Anteil aufweist. G2 besitzt mit 10,64 ± 0,32 % den größten Anteil und unterscheidet sich nur von G4 signifikant.

Im Hinblick auf die Biomasse pro m<sup>2</sup> unterscheiden sich G1, mit 228,50 ± 15,80 g/m<sup>2</sup> als Bestand mit dem niedrigsten Wert, und G5, mit 421,50 ± 27,40 g/m<sup>2</sup> als Bestand mit dem höchsten Wert, signifikant

voneinander. Weiterhin unterscheidet sich G2 signifikant von G1 und G3 signifikant von G5. G4 unterscheidet sich von keiner Aufnahme signifikant.

Bei den Vegetationsparametern lassen sich keine signifikanten Unterschiede im Hinblick auf die Gesamtdeckung, die Deckungsgradsumme und die mittlere Reaktionszahl feststellen. Betrachtet man Bestandeshöhe, Artenzahl, Shannon-Wiener-Index, Evenness, mittlere Feuchtezahl und mittlere Nährstoffzahl, lassen sich signifikante Unterschiede erkennen.

Bei der Bestandeshöhe unterscheiden sich G1, G3 und G4 signifikant von G2 und G5. Dabei zeigt G3 mit  $36,25 \pm 3,25$  cm die niedrigste Bestandeshöhe und G2 mit  $95,00 \pm 2,50$  cm die höchste.

Bezüglich der Artenzahl unterscheiden sich G1 und G4 signifikant von G2, wobei G1 mit  $38,50 \pm 2,08$  die höchste Artenzahl aufweist und G2 mit  $28,00 \pm 1,70$  die niedrigste. G3 und G5 unterscheiden sich von keiner Aufnahme signifikant.

Im Hinblick auf den Shannon-Wiener-Index unterscheiden sich G2, G4 und G5 signifikant voneinander, wobei G2 mit  $1,62 \pm 0,06$  den kleinsten Index und G4 mit  $2,81 \pm 0,13$  den größten Index zeigt. G1 und G3 unterscheiden sich nur von G2 signifikant.

Bezogen auf die Evenness unterscheidet sich G2 mit dem niedrigsten Wert von  $0,49 \pm 0,02$  signifikant von allen anderen Aufnahmen. Die höchsten Werte weisen G3 und G4 mit  $0,78 \pm 0,04$  bzw.  $0,78 \pm 0,03$  auf. Diese unterscheiden sich signifikant von G1 und G2. G1 und G5 unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Bei der mittleren Feuchtezahl sowie bei der mittleren Nährstoffzahl unterscheiden sich G2 und G3 signifikant voneinander. Dabei stellt G2 mit  $3,83 \pm 0,08$  bzw.  $3,45 \pm 0,07$  die niedrigsten Werte und G3 mit  $4,55 \pm 0,13$  bzw.  $4,38 \pm 0,27$  die höchsten Werte dar. G1, G4 und G5 unterscheiden sich von keinem anderen Bestand signifikant.

Die Bodenproben der Goldrutenbestände unterscheiden sich weder bezüglich des pH-Wertes, noch bezüglich des  $P_2O_5$ - und  $K_2O$ -Gehaltes signifikant voneinander (Tab. 3).

### *Sandmagerrasen*

Die Biomasseproben der unterschiedlichen Sandrasenbestände S1–S3 unterscheiden sich bezüglich NDF-Anteil, Ca- und Mg-Gehalt sowie der Biomasse pro  $m^2$  nicht signifikant voneinander (Tab. 4).

Betrachtet man den Anteil an ADF und ADL und den C-Gehalt, erkennt man, dass sich S1 mit den höchsten Werten von  $39,89 \pm 0,77$  % bzw.  $10,16 \pm 0,61$  % und  $46,28 \pm 0,25$  % von den anderen beiden Beständen signifikant unterscheidet. Die niedrigsten Werte weist S2 mit einem ADF-Anteil von  $34,27 \pm 0,22$  %, einem ADL-Anteil von  $6,71 \pm 0,10$  % und einem C-Gehalt von  $44,36 \pm 0,16$  % auf (Tab. 4).

Im Hinblick auf den N-Gehalt unterscheiden sich S1 mit dem niedrigsten Wert von  $0,50 \pm 0,11$  % und S3 mit dem höchsten Gehalt von  $1,20 \pm 0,05$  % signifikant voneinander, während sich S2 von den anderen Beständen nicht signifikant unterscheidet.

Auch bezogen auf den P-Gehalt weist S1 mit  $0,12 \pm 0,04$  % den niedrigsten Wert auf und unterscheidet sich damit von S2 und S3.

Betrachtet man das N/P-Verhältnis, zeigt sich ein signifikanter Unterschied zwischen S2 und S3, wobei S2 mit  $6,88 \pm 0,06$  das weiteste und S3 mit  $5,40 \pm 0,56$  das engste Verhältnis aufweist. S1 unterscheidet sich nicht signifikant von den anderen beiden Aufnahmen.

Bei dem K-Gehalt stellt sich S1 als der Bestand mit dem niedrigsten Gehalt von  $0,09 \pm 0,05$  % heraus und unterscheidet sich damit von S2 und S3.

Bei den Vegetationsparametern lassen sich keine signifikanten Unterschiede im Hinblick auf Deckungsgradsumme, Artenzahl, Shannon-Wiener-Index, Evenness, mittlere Feuchtezahl, mittlere Reaktionszahl und mittlere Nährstoffzahl feststellen.

Bezüglich Vegetationsdeckung unterscheidet sich S1 mit dem niedrigen Deckungsgrad von  $0,09 \pm 0,05$  % von den anderen beiden Beständen signifikant. S3 weist mit  $88,75 \pm 3,25$  % die höchste Deckung auf.

Auch bei der Kryptogamendeckung unterscheidet sich S1 signifikant von den anderen beiden Beständen mit dem höchsten Wert von  $60,00 \pm 7,91$  %, während S2 und S3 nur eine Deckung von jeweils  $1,75 \pm 1,02$  % zeigen.

Im Hinblick des Anteils an offenem Boden unterscheiden sich S1 und S2 signifikant voneinander, wobei S1 mit  $13,75 \pm 2,07$  % den größten Anteil und S2 mit  $3,00 \pm 2,06$  % den kleinsten Anteil aufweist. S3 unterscheidet sich nicht signifikant von S1 und S2.

**Tab. 4:** Mittelwerte und Standardfehler der Biomasse-, Boden und Vegetationsparameter im renaturierten Sandmagerrasen und den beiden aufgelassenen Äckern S1–S3. Hochgestellte Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede; normale Kleinbuchstaben kennzeichnen Unterschiede gemäß Tukey-HSD-Test, kursive Kleinbuchstaben Unterschiede nach Tamhane-T2-Test und Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede nach Mann-Whitney-U-Test mit Bonferroni-Korrektur.

	S1 (n = 4)	S2 (n = 4)	S3 (n = 4)
NDF (%)	$66,26 \pm 2,11^a$	$59,16 \pm 0,79^a$	$59,57 \pm 2,41^a$
ADF (%)	$39,89 \pm 0,77^a$	$34,27 \pm 0,22^b$	$35,63 \pm 0,84^b$
ADL (%)	$10,16 \pm 0,61^A$	$6,71 \pm 0,10^B$	$7,15 \pm 0,09^B$
C (%)	$46,28 \pm 0,25^a$	$44,36 \pm 0,16^b$	$44,71 \pm 0,23^b$
N (%)	$0,50 \pm 0,11^d$	$1,02 \pm 0,03^{ab}$	$1,20 \pm 0,05^b$
P (%)	$0,12 \pm 0,04^A$	$0,21 \pm 0,01^B$	$0,20 \pm 0,01^B$
N/P	$13,07 \pm 6,21^{AB}$	$6,88 \pm 0,06^A$	$5,40 \pm 0,56^B$
K (%)	$0,09 \pm 0,05^A$	$1,02 \pm 0,08^B$	$0,98 \pm 0,08^B$
Ca (%)	$0,50 \pm 0,07^a$	$0,53 \pm 0,02^a$	$0,61 \pm 0,05^a$
Mg (%)	$0,15 \pm 0,04^a$	$0,11 \pm 0,01^a$	$0,17 \pm 0,02^a$
Biomasse (g/m <sup>2</sup> )	$173,50 \pm 42,22^a$	$289,50 \pm 22,60^a$	$318,50 \pm 33,71^a$
Vegetationsdeckung (%)	$36,25 \pm 4,10^A$	$87,00 \pm 6,97^B$	$88,75 \pm 3,25^B$
Kryptogamendeckung (%)	$60,00 \pm 7,91^A$	$1,75 \pm 1,02^B$	$1,75 \pm 1,02^B$
Anteil offenen Bodens (%)	$13,75 \pm 2,07^a$	$3,00 \pm 2,06^b$	$5,00 \pm 1,77^{ab}$
Bestandeshöhe (cm)	$26,25 \pm 2,72^a$	$50,00 \pm 3,54^b$	$66,25 \pm 3,25^c$
Deckungsgradsumme	$57,13 \pm 9,81^a$	$109,50 \pm 7,88^a$	$118,00 \pm 20,24^a$
Artenzahl	$19,25 \pm 1,63^a$	$20,25 \pm 1,08^a$	$20,00 \pm 1,17^a$
Shannon-Wiener-Index	$2,02 \pm 0,09^a$	$1,83 \pm 0,23^a$	$2,04 \pm 0,19^a$
Evenness	$0,69 \pm 0,03^a$	$0,61 \pm 0,07^a$	$0,68 \pm 0,06^a$
mittl. Feuchtezahl	$3,26 \pm 0,39^a$	$3,40 \pm 0,13^a$	$3,49 \pm 0,32^a$
mittl. Reaktionszahl	$6,09 \pm 0,61^a$	$5,84 \pm 0,71^a$	$6,24 \pm 0,48^a$
mittl. Nährstoffzahl	$3,12 \pm 0,78^a$	$3,65 \pm 0,66^a$	$3,31 \pm 0,53^a$
pH (CaCl <sub>2</sub> )	$6,99 \pm 0,08^a$	$4,83 \pm 0,14^b$	$5,52 \pm 0,09^c$
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/100g Boden)	$3,86 \pm 0,06^d$	$18,70 \pm 1,46^b$	$28,77 \pm 3,56^b$
K <sub>2</sub> O (mg/100g Boden)	$3,19 \pm 0,23^a$	$7,35 \pm 1,09^a$	$12,23 \pm 1,10^b$

Bezüglich der Bestandeshöhe unterscheiden sich alle Bestände signifikant voneinander. Dabei findet sich die größte Höhe von  $66,25 \pm 3,25$  cm bei S3 und die niedrigste Höhe von  $26,25 \pm 2,72$  cm bei S1.

Die Bodenproben der ehemaligen Spargeläcker unterscheiden sich bezüglich des pH-Wertes, des P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>- und K<sub>2</sub>O-Gehaltes signifikant voneinander (Tab. 4).

Im Hinblick auf den pH-Wert unterscheiden sich alle drei Aufnahmen signifikant voneinander. S1 weist mit  $6,99 \pm 0,08$  den höchsten und S2 mit  $4,83 \pm 0,14$  den niedrigsten pH-Wert auf.

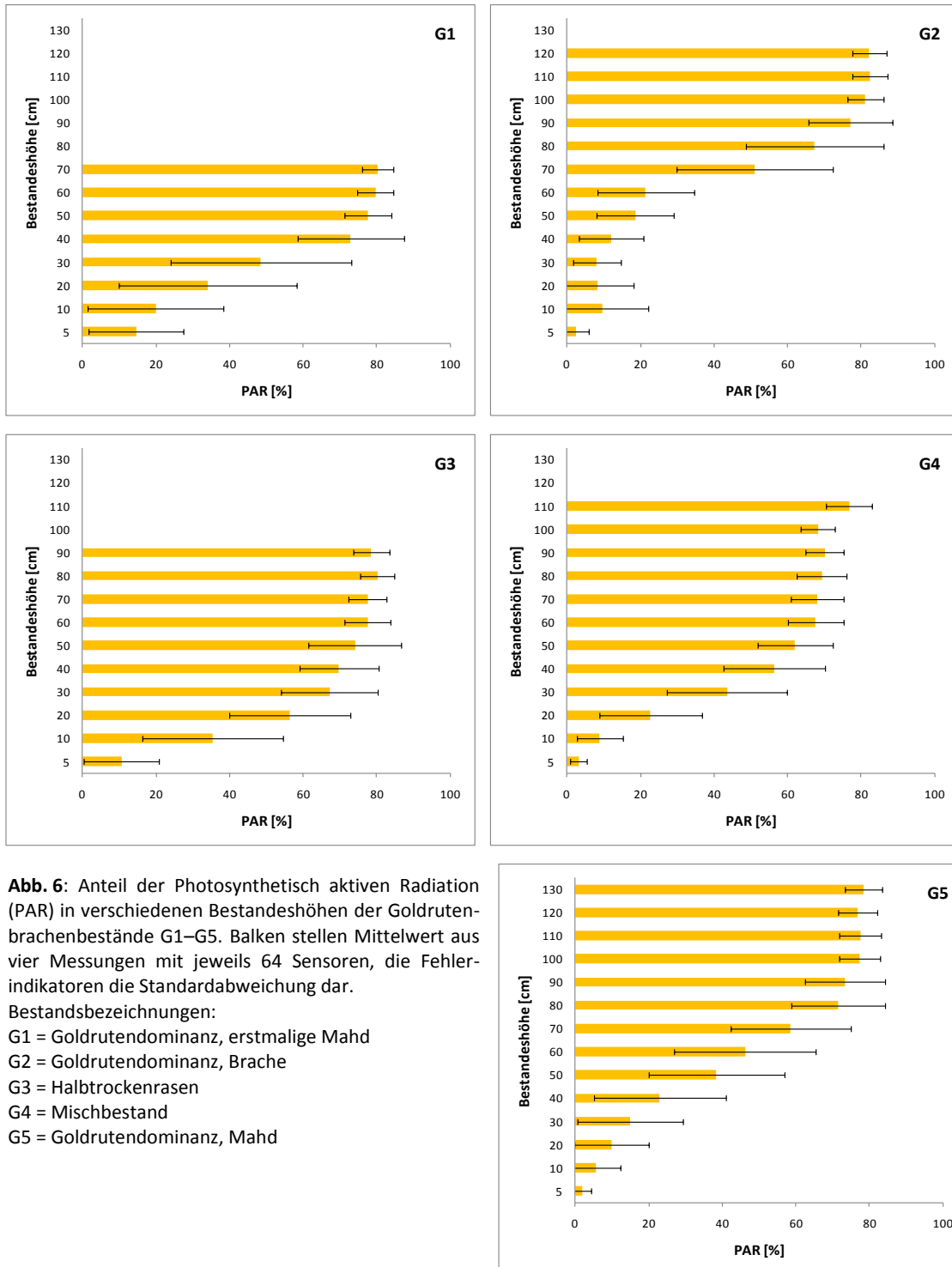
Bezogen auf P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> stellt sich S1 mit  $3,86 \pm 0,06$  mg/100g Boden als der Bestand mit dem niedrigsten Gehalt heraus. S3 besitzt mit  $28,77 \pm 3,56$  mg/100g Boden den höchsten Gehalt.

Bei dem K<sub>2</sub>O-Gehalt setzt sich S3 mit dem höchsten Wert von  $12,23 \pm 1,10$  mg/100g Boden durch einen signifikanten Unterschied von S1 und S2 ab, wobei S1 den niedrigsten Wert von  $3,19 \pm 0,23$  mg/100g aufweist.

### 3.3 Lichtökologie

#### Goldrutenbestände

Die Lichtmessungen mit dem Sunscan innerhalb der Goldrutenbestände zeigen alle, dass in Bodennähe nur geringe Lichtintensität herrscht und diese mit ansteigender Höhe zunimmt. Das Maximum liegt bei allen Aufnahmeflächen bei 80 % PAR (Abb. 6).



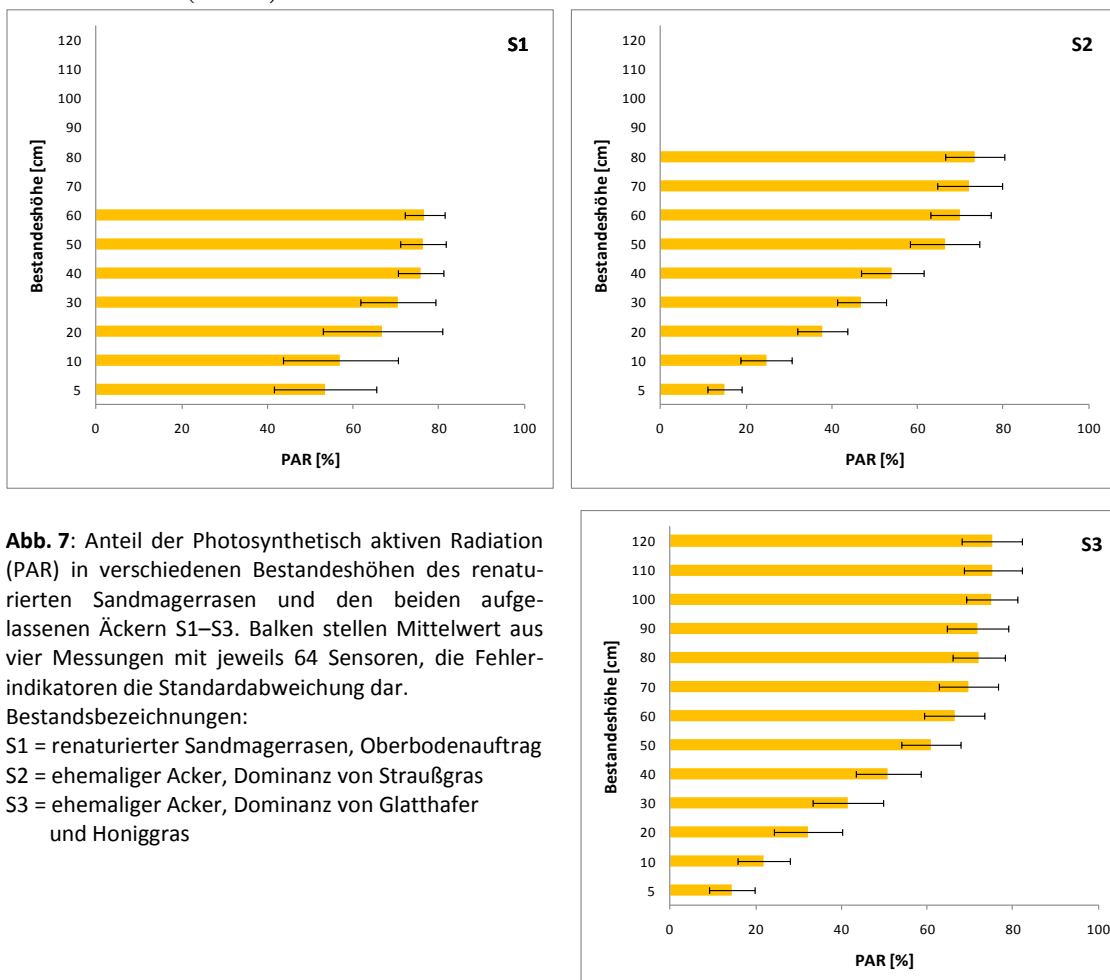
Bei der Aufnahmefläche G2, welches eine Brache mit Goldrutendominanz darstellt, zeigen sich bis zu 60 cm Höhe nur niedrige Werte bis 20 % PAR. Es folgt ein Sprung bei 70 cm Bestandeshöhe, wo die

Messwerte auf ca. 50 % PAR ansteigt. Dies lässt auf eine dichte Krautschicht schließen. Auffällig bei G2 ist auch die Gesamthöhe des Bestandes, die mit 120 cm zu den höheren Beständen der Untersuchungsflächen zählt. Ähnlich zeigt sich die Fläche G5, wo der Bestand ebenfalls eine hohe Höhe von 130 cm anzeigt. Im Gegensatz zu G2 ist in der Goldrutendominanz mit Mahd jedoch kein Sprung der Werte innerhalb ansteigender Bestandeshöhe erkennbar, sondern ein kontinuierlicher Anstieg.

Die Flächen G1, G3 und G4 zeigen in Bodennähe schneller höhere PAR Werte als die Aufnahmenflächen G2 und G5. G1, die Goldrutendominanz mit erstmaliger Mahd sticht durch seine geringe Gesamthöhe von 70 cm hervor.

### *Sandmagerrasen*

Die Lichtmessung mit dem Sunscan in dem Bestand des renaturierten Sandmagerrasen S1 zeigt bei niedriger Bestandeshöhe im Vergleich zu den anderen Untersuchungsflächen hohe Werte von ca. 55 % PAR. Dies lässt auf eine geringe Vegetationsdichte schließen. Außerdem ist eine geringe Gesamthöhe des Bestandes mit 60 cm auffällig. Die Aufnahmenflächen S2 und S3, haben im Vergleich zu S1 bei geringer Bestandeshöhe geringere PAR-Werte. Die Fläche S2, wo eine Dominanz von Straußgras herrscht besitzt eine Gesamthöhe von 80 cm. Die Aufnahmefläche S3, wo eine Dominanz von Glatthafer und Honiggras herrscht, besitzt eine Gesamthöhe von 120 cm und ist damit deutlich höher als die anderen Untersuchungsflächen. Das Maximum an Lichtintensität liegt bei allen drei Aufnahmen bei einem Niveau von 75 % PAR (Abb. 7).



### 3.4 Mittelwertvergleiche SunScan

#### Goldrutenbestände

Im Hinblick auf die PAR und ihre Standardabweichung weisen die unterschiedlichen Goldrutenbestände G1–G5 nur in einer Höhe von 30 cm über dem Erdboden signifikante Unterschiede auf. Weiterhin zeigen sich signifikante Unterschiede bezüglich der Standardabweichung in einer Höhe von 60 cm über dem Erdboden (Tab. 5).

In der Höhe von 30 cm weist G2 mit  $8,14 \pm 2,11$  die niedrigsten Werte auf und unterscheidet sich signifikant von G3 und G4. G3 zeigt den höchsten Wert von  $67,16 \pm 2,57$ . G1 und G5 unterscheiden sich von keinem anderen Bestand signifikant. Bei den dazugehörigen Standardabweichungen unterscheiden sich G1 und G2 signifikant voneinander, wobei G1 mit  $24,61 \pm 1,46$  die größte Abweichung und G2 mit  $6,58 \pm 0,39$  die kleinste Abweichung erkennen lässt. G3–G5 unterscheiden sich von diesen und untereinander nicht signifikant.

Bei den Standardabweichungen in einer Höhe von 60 cm unterscheiden sich G1 mit dem niedrigsten Wert von  $4,86 \pm 0,56$  und G5 mit dem höchsten Wert von  $19,33 \pm 1,56$  signifikant voneinander. G2 zeigt nur zu G1 einen signifikanten Unterschied und G3 und G4 nur zu G5.

Im Allgemeinen lässt sich eine steigende Tendenz der PAR mit steigender Höhe über dem Erdboden feststellen, wobei sich die Werte zwischen  $2,01 \pm 0,40$  und  $81,21 \pm 0,19$  bewegen.

Anzumerken ist hierbei, dass eine sehr geringe Stichprobengröße von  $n=4$  bzw.  $n=2$  vorliegt. Dadurch ist die Wahrscheinlichkeit recht groß, in der Realität vorhandene, signifikante Unterschiede zwischen den Beständen in der Statistik nicht als solche zu erkennen. Somit wird die Aussagekraft und Interpretierbarkeit der Mittelwertvergleiche herabgesetzt.

**Tab. 5:** Mittelwerte und Standardfehler der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) und deren Standardabweichung in verschiedenen Bestandeshöhen der Goldrutenbestände G1–G5. Hochgestellte Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Beständen; normale Kleinbuchstaben kennzeichnen Unterschiede gemäß Tukey-HSD-Test, kursive Kleinbuchstaben Unterschiede nach Tamhane-T2-Test und Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede nach Mann-Whitney-U-Test (Bonferroni-korrigiert).

	G1	G2	G3	G4	G5
PAR 5 cm	14,54 ± 6,11 <sup>A</sup>	2,54 ± 0,19 <sup>A</sup>	10,61 ± 0,73 <sup>A</sup>	3,12 ± 0,90 <sup>A</sup>	2,01 ± 0,40 <sup>A</sup>
SD 5 cm	12,85 ± 3,34 <sup>A</sup>	3,30 ± 0,06 <sup>A</sup>	10,25 ± 1,42 <sup>A</sup>	2,16 ± 0,64 <sup>A</sup>	2,39 ± 0,66 <sup>A</sup>
PAR 10 cm	19,88 ± 10,10 <sup>A</sup>	9,54 ± 4,90 <sup>A</sup>	35,26 ± 10,31 <sup>A</sup>	8,83 ± 2,27 <sup>A</sup>	5,72 ± 2,22 <sup>A</sup>
SD 10 cm	18,53 ± 5,44 <sup>A</sup>	12,54 ± 8,32 <sup>A</sup>	19,13 ± 4,53 <sup>A</sup>	6,25 ± 1,15 <sup>A</sup>	6,64 ± 3,81 <sup>A</sup>
PAR 20 cm	34,03 ± 9,63 <sup>a</sup>	8,16 ± 3,02 <sup>a</sup>	56,37 ± 5,52 <sup>a</sup>	22,73 ± 2,39 <sup>a</sup>	9,86 ± 2,81 <sup>a</sup>
SD 20 cm	24,22 ± 0,30 <sup>a</sup>	9,87 ± 4,62 <sup>a</sup>	16,55 ± 0,62 <sup>a</sup>	13,97 ± 2,08 <sup>a</sup>	10,03 ± 3,44 <sup>a</sup>
PAR 30 cm	48,52 ± 11,27 <sup>ab</sup>	8,14 ± 2,11 <sup>a</sup>	67,16 ± 2,57 <sup>b</sup>	43,55 ± 5,02 <sup>b</sup>	15,00 ± 0,79 <sup>ab</sup>
SD 30 cm	24,61 ± 1,46 <sup>a</sup>	6,58 ± 0,39 <sup>b</sup>	13,23 ± 0,10 <sup>ab</sup>	16,30 ± 2,97 <sup>ab</sup>	14,31 ± 2,23 <sup>ab</sup>
PAR 40 cm	72,97 ± 1,01 <sup>A</sup>	11,92 ± 3,25 <sup>A</sup>	69,77 ± 0,27 <sup>A</sup>	56,33 ± 4,69 <sup>A</sup>	23,02 ± 3,20 <sup>A</sup>
SD 40 cm	14,47 ± 0,57 <sup>a</sup>	8,74 ± 0,11 <sup>a</sup>	10,78 ± 3,01 <sup>a</sup>	13,90 ± 1,55 <sup>a</sup>	17,87 ± 2,59 <sup>a</sup>
PAR 50 cm	77,62 ± 0,83 <sup>A</sup>	18,56 ± 3,17 <sup>A</sup>	74,04 ± 1,20 <sup>A</sup>	62,06 ± 6,23 <sup>A</sup>	38,43 ± 9,36 <sup>A</sup>
SD 50 cm	6,49 ± 2,12 <sup>a</sup>	10,44 ± 2,16 <sup>a</sup>	12,62 ± 2,73 <sup>a</sup>	10,30 ± 0,42 <sup>a</sup>	18,57 ± 2,18 <sup>a</sup>
PAR 60 cm	79,69 ± 0,55 <sup>A</sup>	21,41 ± 4,40 <sup>A</sup>	77,56 ± 1,73 <sup>A</sup>	67,62 ± 3,21 <sup>A</sup>	46,20 ± 8,87 <sup>A</sup>
SD 60 cm	4,86 ± 0,56 <sup>a</sup>	13,17 ± 0,38 <sup>bc</sup>	6,31 ± 0,04 <sup>ab</sup>	7,61 ± 1,12 <sup>ab</sup>	19,33 ± 1,56 <sup>c</sup>
PAR 70 cm	80,26	51,08 ± 5,87 <sup>a</sup>	77,55 ± 3,34 <sup>a</sup>	68,09 ± 4,36 <sup>a</sup>	58,57 ± 8,87 <sup>a</sup>
SD 70 cm	4,22	21,28 ± 1,22 <sup>A</sup>	5,11 ± 0,30 <sup>A</sup>	7,20 ± 0,56 <sup>A</sup>	16,41 ± 4,66 <sup>A</sup>
PAR 80 cm	.	67,39 ± 0,36 <sup>a</sup>	80,24 ± 2,02 <sup>a</sup>	69,27 ± 3,77 <sup>a</sup>	71,46 ± 3,96 <sup>a</sup>
SD 80 cm	.	18,72 ± 2,55 <sup>a</sup>	4,62 ± 0,29 <sup>a</sup>	6,72 ± 1,38 <sup>a</sup>	12,70 ± 3,81 <sup>a</sup>
PAR 90 cm	.	77,08 ± 0,31 <sup>A</sup>	78,51	70,08 ± 5,37 <sup>A</sup>	73,41 ± 1,74 <sup>A</sup>
SD 90 cm	.	11,53 ± 1,07 <sup>A</sup>	4,87	5,11 ± 0,87 <sup>A</sup>	10,85 ± 3,04 <sup>A</sup>
PAR 100 cm	.	81,21 ± 0,19 <sup>A</sup>	.	68,28 ± 6,77 <sup>A</sup>	77,28 ± 0,69 <sup>A</sup>
SD 100 cm	.	4,85 ± 0,33 <sup>a</sup>	.	4,65 ± 0,85 <sup>a</sup>	5,53 ± 0,33 <sup>a</sup>



## Sandmagerrasen

Im Hinblick auf die PAR und ihre Standardabweichung weisen die unterschiedlichen Sandrasenbestände S1–S3 in Höhen von 10 cm, 20 cm und 50 cm über dem Erdboden signifikante Unterschiede auf. Weiterhin zeigen sich in Höhen von 30 cm und 40 cm über dem Erdboden signifikante Unterschiede nur bezüglich der PAR (Tab. 6).

In allen angegebenen Höhen setzt sich die PAR von S1 signifikant mit dem vergleichsweise höchsten Wert von S2 und S3 ab. Diese beträgt in 10 cm Höhe  $56,92 \pm 4,62$ , in 20 cm Höhe  $66,83 \pm 6,33$ , in 30 cm Höhe  $70,46 \pm 1,74$ , in 40 cm Höhe  $75,66 \pm 1,21$  und in 50 cm Höhe  $76,35 \pm 0,85$ .

In 30 cm und 40 cm Höhe unterscheidet sich S1 aber nur signifikant von S2 mit dem niedrigsten Wert von  $46,89 \pm 3,86$  bzw.  $54,02 \pm 3,08$ , während S3 sich von beiden nicht signifikant unterscheidet. In der Höhe von 50 cm unterscheidet sich S1 nur von S3, dem Bestand mit der niedrigsten PAR von  $60,91 \pm 5,48$ , signifikant, während S2 sich von beiden anderen nicht signifikant unterscheidet.

Im Allgemeinen lässt sich eine steigende Tendenz der PAR mit steigender Höhe über dem Erdboden feststellen, wobei sich die Werte zwischen  $14,37 \pm 5,34$  und  $73,37 \pm 3,17$  bewegen.

Anzumerken ist auch hierbei, dass eine sehr geringe Stichprobengröße von  $n=4$  vorliegt

**Tab. 6:** Mittelwerte und Standardfehler der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) und deren Standardabweichung in verschiedenen Bestandeshöhen des renaturierten Sandmagerrasens und der beiden aufgelassenen Äcker S1–S3. Hochgestellte Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede; normale Kleinbuchstaben kennzeichnen Unterschiede gemäß Tukey-HSD-Test, kursive Kleinbuchstaben Unterschiede nach Tamhane-T2-Test und Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede nach Mann-Whitney-U-Test mit Bonferroni-Korrektur.

	S1	S2	S3
PAR 5 cm	$53,35 \pm 5,10^A$	$14,94 \pm 3,27^A$	$14,37 \pm 5,34^A$
SD 5 cm	$11,97 \pm 2,20^A$	$3,88 \pm 0,63^A$	$5,26 \pm 0,71^A$
PAR 10 cm	$56,92 \pm 4,62^a$	$24,69 \pm 3,97^b$	$21,91 \pm 7,17^b$
SD 10 cm	$13,43 \pm 1,17^a$	$6,01 \pm 1,36^b$	$6,14 \pm 0,92^b$
PAR 20 cm	$66,83 \pm 6,33^a$	$37,83 \pm 4,32^b$	$32,18 \pm 8,60^b$
SD 20 cm	$14,04 \pm 1,85^a$	$5,85 \pm 1,09^b$	$7,94 \pm 1,37^b$
PAR 30 cm	$70,46 \pm 1,74^a$	$46,89 \pm 3,86^b$	$41,49 \pm 8,06^{ab}$
SD 30 cm	$8,70 \pm 1,36^a$	$5,71 \pm 1,15^a$	$8,36 \pm 1,43^a$
PAR 40 cm	$75,66 \pm 1,21^a$	$54,02 \pm 3,08^b$	$50,89 \pm 7,46^{ab}$
SD 40 cm	$5,33 \pm 0,71^a$	$7,35 \pm 1,56^a$	$7,60 \pm 0,67^a$
PAR 50 cm	$76,35 \pm 0,85^a$	$66,36 \pm 3,77^{ab}$	$60,91 \pm 5,48^b$
SD 50 cm	$5,24 \pm 0,22^a$	$8,16 \pm 0,83^{ab}$	$6,86 \pm 0,38^b$
PAR 60 cm	76,66	$70,05 \pm 1,99^a$	$66,34 \pm 2,38^a$
SD 60 cm	4,71	$7,09 \pm 0,98^a$	$6,94 \pm 0,77^a$
PAR 70 cm	.	$72,17 \pm 1,21^a$	$69,56 \pm 1,57^a$
SD 70 cm	.	$7,58 \pm 0,97^a$	$6,90 \pm 0,62^a$
PAR 80 cm	.	$73,37 \pm 3,17^a$	$72,01 \pm 0,99^a$
SD 80 cm	.	$6,96 \pm 0,55^a$	$6,04 \pm 0,80^a$

## 4 Diskussion

### *Goldrutenbestände*

Die Kalkhalbtrockenrasen bei Gronau nehmen in sofern einen Sonderstatus ein, als dass sie, im Gegensatz zu den meisten beweideten Kalkhalbtrockenrasen, gemäht werden. Somit fehlen typische Weidezeiger, wie Disteln (*Carduus*, *Cirsium*) oder Enzian (*Gentiana*). Stattdessen begünstigt regelmäßige Mahd auf Halbtrockenrasen Rosettenpflanzen (HELLSTRÖM et al. 2006), wie *Plantago media*, *Hieracium pilosella* oder *Primula veris*, die sich durch ihren niedrigen Wuchs der Mahd entziehen.

Der Einfluss der Mahd lässt sich im Untersuchungsgebiet sehr deutlich erkennen. So haben sich auf allen Flächen, deren Nutzung unterbrochen (G1, G4, G5) oder aufgegeben wurde (G2) Goldruten (*Solidago canadensis*) etabliert. Dies stimmt mit den Ergebnissen anderer Studien überein, nach denen nach Aufgabe der Nutzung besonders große Kräuter zunehmen (HUHTA et al. 2001; HELLSTRÖM et al. 2006). Bei diesen handelt es sich zudem häufig um Konkurrenzstrategen, was sich auch in den Flächen G1, G2 sowie G5 widerspiegelt. So werden alle drei Flächen von *Solidago canadensis* dominiert. Zudem treten häufiger weitere Konkurrenz-Strategen, also auch Nährstoffzeiger wie *Rubus fruticosus* agg., *Elymus repens*, oder *Rosa canina* auf. Durch die (zeitweilige) Aufgabe der Mahd reichern sich Nährstoffe im System an, da sie nicht mehr regelmäßig über die Vegetation entfernt werden. Stattdessen stehen durch gesteigerte Mineralisationsraten (KÖHLER et al. 2001) ausreichend Nährstoffe für oben genannte Konkurrenzstrategen zur Verfügung. Diese können in kurzer Zeit viel Biomasse produzieren, was sich auch in den größeren Bestandshöhen (vgl. Tab. 3) widerspiegelt. Höhere Vegetation bewirkt wiederum, dass der Anteil der photosynthetisch aktiven Radiation (PAR) besonders in Beständen mit hoher Goldruten-Deckung zum Boden hin stark abnimmt (vgl. Abb. 6). Durch verminderte Strahlung in Bodennähe wird das Mikroklima feuchter, was sich in einer teils massenhaften Zunahme von Frisch- oder Feuchtezeigern zeigt. Dies erklärt, warum insgesamt die mittleren Feuchtezahlen der DCA stark ansteigen (vgl. Abb. 3). Dass sich G2 und G3 besonders unterhalb von 30cm signifikant voneinander unterscheiden liegt zum einen an vielen hohen Kräutern und Sträuchern, die die Strahlung oberhalb von 30cm in G2 absorbieren und andererseits sind die großen Anteile an Strahlung, die in G3 auf der gleichen Höhe noch ankommen durch die Mahd bedingt. Diese begünstigt niedrigwüchsige Pflanzen sowie Rosettenpflanzen, die so der Mahd entgehen und darüber noch sehr viel Strahlung nutzbar ist. Ab 1m Messhöhe sind die errechneten Signifikanzen aufgrund zu geringer Stichprobengrößen nicht mehr brauchbar.

Zusammen mit zunehmender Streuakkumulation ist Lichtkonkurrenz nach HELLSTRÖM et al. (2006) meist der wichtigste Grund für die Veränderung der Artenzusammensetzung in Magerrasen-Brachen. Besonders kleine Kräuter nehmen ab und da unter den größeren Kräutern *Solidago* dominiert, nimmt auch die Gesamtartenzahl in den betroffenen Beständen ab (BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2009; HUHTA, et al. 2001). Besonders gut ist dies in der Brache (G2) zu erkennen (vgl. Tab. 2). Geringere Konkurrenz um Licht bewirkt in Goldruten-ärmeren Beständen (G3, G4) auch eine höhere Gleichverteilung der Arten (vgl. Abb. 3). Diese ist neben der fehlenden Konkurrenz in erster Linie durch den Nährstoff- und Wassermangel zu erklären. Durch das geringe Ressourcenangebot können viele kleine Arten jeweils in geringen Dichten nebeneinander existieren. In diesem Zusammenhang überraschen jedoch die verhältnismäßig hohen Phosphor-Gehalte in G3 und G4 (Abb. 3 und Tab. 2). Eine Erklärung hierfür könnte das Vermögen von Konkurrenzstrategen sein, Nährstoffe schnell aus dem Boden aufzunehmen und in Biomasse umzusetzen, so dass in den durch *Solidago* dominierten Beständen Phosphor hauptsächlich in pflanzlicher Biomasse gebunden vorliegt.

Durch das Fehlen regelmäßiger Nutzung können sich Gehölze etablieren. So sind besonders auf G2 viele Phanerophyten wie *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea* oder *Fraxinus excelsior* zu finden. Durch die zunehmende Verbuschung dieser Brache sind hier die Artenzahlen besonders niedrig (vgl. Tab. 1). Zudem nehmen nach WILLEMS (1983) charakteristische Arten des *Arrhenatheretion* zu, wie z.B. in G2 *Lathyrus*

*pratensis*. Auch *Brachypodium pinnatum* nimmt hier, wie in vielen Magerrasen-Brachen, stark zu (KAHMEN et al. 2002).

Bis es zu einer Verbuschung durch Gehölze kommt, können jedoch nach HELLSTRÖM et al. (2006) teils bis zu 20 Jahre vergehen. Je nach Ausgangszustand, d.h. vorhandener Samenbank, Diasporenquellen oder zufälligen Störungsereignissen können sich Brachen so sehr unterschiedlich entwickeln. Da nach KÖHLER et al. (2001) die Mineralisationsrate und somit auch die Nährstoffanreicherung erst mit der Etablierung von Gehölzen stark ansteigt, ist der Renaturierungserfolg bis dahin durch Mahd relativ einfach zu erreichen.

Durch die heterogene Entwicklung von Brachen und die zeitlich versetzt begonnene, gleiche Bewirtschaftung ist auch zu erklären, dass sich G4 und G5 hinsichtlich ihrer Artenzahl sowie der Gleichverteilung der Arten deutlich unterscheiden (vgl. Abb. 3).

Es lässt sich insgesamt erkennen, dass sich durch konsequente Mahd, nährstoffarme, niedrigwüchsige und artenreiche Bestände wie G3 mit seltenen Zielarten (Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens 2008) wie *Aster amellus*, *Dianthus carthusianorum*, *Ophrys apifera*, *Gymnadenia conopsea* oder *Orchis militaris* erhalten lassen. Der Nährstoff- und Wassermangel des Standortes wird gekennzeichnet durch die Niedrigwüchsigkeit des Bestandes wie auch durch Magerkeitszeiger wie *Briza media*, *Dianthus carthusianorum* oder *Thymus pulegioides*.

Auch eine erstmalige Mahd nach jahrelanger Brache (G1) zeigt deutliche Renaturierungserfolge. So ist durch eine deutlich verminderte Bestandshöhe (vgl. Tab. 3) im Vergleich zu G2, G4 und G5 die Lichtkonkurrenz stark verringert, so dass kleinere Arten wieder zunehmen (HUHTA et al. 2001). Zudem ist auf G1 sogar die höchste Artenzahl mit teils seltenen Arten wie *Ophrys insectifera* vorzufinden (vgl. Tab. 1). Der Rückgang der Bestandshöhe ist durch verminderte Höhen von *Solidago canadensis* bedingt. Als Konkurrenzstrategie verträgt diese keine Störung, was bereits ein Jahr nach der Mahd-Wiederaufnahme an vermindertem Biomasseaufwuchs zu erkennen ist. Nach HELLSTRÖM et al. (2006) wird *Solidago* bei Fortführen der Mahd vermutlich als Dominanzbildner verschwinden und somit wieder einen diversen Bestand kleiner Kräuter zulassen.

Abschließend ist festzustellen, dass Mahd eine geeignete Maßnahme ist, um artenreiche Halbtrockenrasen dauerhaft offen zu halten und somit deren Nährstoffhaushalt auf niedrigem Niveau zu halten. Hierdurch wird wiederum die Etablierung höherwüchsigerer Arten verhindert und somit der hohe Artenreichtum ermöglicht.

### *Sandmagerrasen*

Die Untersuchungen der Sandmagerrasenflächen zeigen eine deutliche Separation innerhalb der Ergebnisse von der renaturierten Sandmagerrasenfläche durch Oberbodenaustausch S1 und den beiden Untersuchungsflächen auf den offen gelassenen Äckern S2 und S3. So zeigen die Ergebnisse der DCA (Abb. 5) für die Fläche S1 einen hohen Wert im Bezug auf offene Bestände, einen hohen pH-Wert, viele Kryptogamen und einen hohen Anteil an unverdaulichen Pflanzenbestandteilen wie ADF und ADL. Im Gegensatz dazu stehen die Flächen S2 und S3. Der Mittelwertvergleich (Tab. 4) bestätigt den signifikanten Unterschied zu den Flächen auf den offen gelassenen Äckern. Zusätzlich zeigen sich hier die nährstoffarmen Verhältnisse auf der Fläche mit Oberbodenaustausch im Gegensatz zu den anderen beiden Untersuchungsflächen. Auch STROH et al. (2002) betonen den Erfolg von Oberbodenaustausch zur Renaturierung von Sandmagerrasen, da so vor Allem Zielarten, wie z.B. *Koeleria glauca* übertragen werden. Diese kommt in S1 in hohen Dichten vor, während sie in S2 und S3 fehlt. Zudem schafft Oberbodenübertragung offene Flächen auf denen sich auch kleine Arten etablieren können.

Die Fläche S1 besitzt im Hinblick auf den N-Gehalt, P-Gehalt und K- Gehalt jeweils die niedrigsten Werte. Dies ist durch den Oberbodenaustausch zu erklären, der eine Aushagerung der durch den Ackerbau angereicherten Nährstoffe bewirkt. Auch innerhalb der Vegetationsdeckung und Bestandsdichte

weist die Fläche S1 die niedrigsten Werte auf, was durch die langsamer voranschreitende Sukzession zu erklären ist. Große Kräuter und Phanerophyten fehlen aufgrund des Bodenabtrages, so dass sich gefährdete, Sandmagerrasen-typische Arten wie *Silene conica* (Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens 2008) ohne Lichtkonkurrenz etablieren können. So zeigen auch die Ergebnisse des SunScan bei S1 (Abb. 7) deutlich höhere nutzbare Strahlungswerte in Bodennähe als bei S2 und S3.

Das typische Vegetationsmosaik von Sandmagerrasen kann sich nach SCHWABE et al. (2002) jedoch nur bei regelmäßiger Störung entwickeln. Diese ist hier durch eine Kombinationsbeweidung aus Schafen und Eseln gegeben und stellt eine ideale Pflege für Sandmagerrasen dar (STROH et al. 2002). Durch die Beweidung werden Nährstoffe entzogen und unerwünschte Arten verbissen. So bevorzugen Schafe große Stickstoff-reiche Kräuter und Fabaceen und tragen so zur Aushagerung der Fläche bei, während Esel auch sukzessionsfördernde Arten wie *Calamagrostis epigejos* oder *Cirsium arvense* verbeißen (STROH et al. 2002). Esel als ursprüngliche Halbwüstentiere sind ideal an nährstoffarme Sandgebiete angepasst, so dass die Gräser des Areals die ideale Nahrung für die Tiere darstellen. Zusätzlich fördern die Tiere Keimmöglichkeiten durch Offenlegung von Bodenstellen, einer Abnahme der Verfilzung und verhindern durch Verbiss die Ansiedlung von Gebüsch und Waldstreifen (SCHWABE & KRATOCHWIL 2009). Offene Störstellen führen auch dazu, dass der Bestand innerhalb S1 wesentlich heterogener ist, als die Bestände auf den Flächen S2 und S3 (Tab. 4).

Es entstehen extrem nährstoffarme Bedingungen, wodurch sich Spezialisten wie *Medicago minima*, *Sedum acre* und *Artemisia campestris* angesiedelt haben (Abb. 4). Zudem werden Zielarten wie *Abyssum montanum*, *Koeleria glauca* oder *Poa badensis* gefördert.

Die Werte der Flächen S2 und S3 separieren sich trotz gleicher Nutzung zum größten Teil deutlich gegenüber den Ergebnissen zu S1 und besitzen höhere Nährstoffgehalte, eine dichtere Vegetationsdeckung und eine höhere Bestandsdichte. Auch tritt besonders in S3 vermehrt der Brachezeiger *Poa angustifolia* (STROH et al 2002) auf.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen somit, dass die Renaturierungsmaßnahmen auf der Sandmagerrasenfläche durch Oberbodenaustausch in Kombination mit Beweidung erfolgreich waren. Die alleinige Nutzung der Flächen ohne vorherigen Oberbodenaustausch führt dagegen zu einer allmählichen Verbrachung der Flächen und ist demnach naturschutzfachlich nicht zu empfehlen.

## 5 Zusammenfassung

Zur Evaluierung zweier seltener Biotoptypen in Hessen (gemähte Trespen-Halbtrockenrasen & basenreiche Sandmagerrasen) wurden in Gronau bei Bensheim sowie bei Lorsch, Biomasse- und Bodenproben genommen. Diese wurden im Labor untersucht und unter Einbeziehung im Gelände erhobener Lichtmessungen (SunScan) und Vegetationsaufnahmen statistisch ausgewertet.

Die Ergebnisse zeigen, dass Mahd eine geeignete Nutzung darstellt, um Halbtrockenrasen dauerhaft offen zu halten, so dass diese nicht verbrachen und in einem nährstoffarmen, artenreichen Zustand erhalten bleiben. Zudem zeigt sich, dass sich verbrachte, aber noch nicht verbuschte Halbtrockenrasen durch Mahd sehr schnell wieder in einen artenreichen Bestand zurückführen lassen, da seltene Zielarten in erster Linie durch Lichtkonkurrenz gehemmt werden, während die Trophieniveau nicht wesentlich gestiegen ist. Für die Nutzung der Sandmagerrasen zeigt sich, dass eine Kombinationsbeweidung aus Schafen und Eseln zur Erhaltung des Biotoptyps und seiner seltenen Zielarten durch selektive Beweidung beiträgt. Einer Verbrachung kann so jedoch nur entgegengewirkt werden, wenn zuvor ein Oberbodenaustausch stattgefunden hat, sodass offener Boden zur Verfügung steht, auf dem lichtbedürftige Zielarten keimen können.

## 6 Literatur

- Arbeitsgruppe "Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens" der Botanischen Vereinigung für Naturschutz in Hessen e. V. (BVNH) im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) (2008): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. 4. Fassung. Online unter: <http://www.bvnh.de/RoteListe/RL-HEListe4.html> (21.09.2010).
- BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BRAUCKMANN, H.-J., BROLL, G., SCHREIBER, K.-F. & P. POSCHLOD (2009): Mycorrhizal infection indicates the suitability of different management treatments for nature conservation in calcareous grassland. *Botanica Helvetica*. 119: 87-94.
- BERNING-MADER, MALKUS, SUPPER, TAPPE, TRITSCHER & MEINIKMANN (2010): Skript zum Laboranalytischen Praktikum „Boden und Wasser“. Stand Februar 2010. Münster.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2009): Natura 2000-Sachdaten. Online unter: <http://www.ffh-gebiete.de> (25.09.2010).
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Stuttgart.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*. 18. 3. Auflage. 262 S.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. 2. Auflage. Stuttgart.
- HELLSTRÖM, K., HUHTA, A.-P., RAUTIO, P. & J. TUOMI (2006): Search for optimal mowing regime – slow community change in a restoration trial in northern Finland. *Annales Botanices Fennici*. 43: 338-348.
- HMUELV (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2004): Natura 2000. Standarddatenbogensauszug für FFH-Gebietsvorschlag: 6317-302. Online unter: <http://www2.hmuelv.hessen.de/natura2000/Sdb/sdb6317-302.html> (abgerufen am 19.09.2010).
- HÖLZEL, N. (1998): Pflege und Entwicklung mahdgeprägter, orchideenreicher Trespen-Halbtrockenrasen an der Hessischen Bergstraße durch eine Naturschutzgruppe. – *Jahrbuch Naturschutz in Hessen*. 3: 117-120.
- HUHTA, A.-P., RAUTIO, P. TUOMI, J. & L. KARI (2001): Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science*. 12: 677-686.
- KAHMEN, S., POSCHLOD, P. & K.-F. SCHREIBER (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation*. 104: 319-328.
- KLAUSING, O. (1967): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 151 Darmstadt. Geographische Landesaufnahme 1:200000: Naturräumliche Gliederung Deutschlands 151. Bad Godesberg.
- KÖHLER, B., RYSER, P., GÜSEWELL, S. & A. GIGON (2001): Nutrient availability and limitation in traditionally mown and in abandoned limestone grasslands: a bioassay experiment. *Plant and Soil*. 230: 323-332.
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. Berlin.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (Hrsg.) (1956): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 3. Lieferung. Bad Godesberg.
- SCHAFFERS, A.P. (2002): Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation. Part I. Interrelationships. *Plant Ecology*. 158: 229-246.

- SCHWABE, A. & A. KRATOCHWIL (2009): Renaturierung von Sandökosystemen im Binnenland. In: ZERBE S. & WIEGLEB G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg.
- SCHWABE, A. & A. KRATOCHWIL (Hrsg.) (2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? - NNA-Berichte 17 (1).
- SCHWABE, A., REMY, D., ASSMANN, T., KRATOCHWIL, A., MÄHRLEIN, A., NOBIS, M., STORM, C., ZEHM, A., SCHLEMMER, H., SEUß, R., BERGMANN, S., EICHBERG, C., MENZEL, U., PERSIGEL, M., ZIMMERMANN, K. & M. WEINERT (2002): Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. *Pasture Landscape and Nature Conservation*: 239-252.
- STROH, M., STORM, C., ZEHM, A. & A. SCHWABE (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. *Phytocoenologia*. 32(4): 595-625.
- WILLEMS, J.H. (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio*. 52: 171-180.