



**Pflanzenarten der Kalkmagerrasen als  
Indikatoren für die Wirksamkeit  
des Biotopverbunds im BNN-Projekt  
„Verbundsystem von Trockenbiotopen im Altmühltal“**

**- Abschlussbericht -**

**Untersuchung im Auftrag des LPV Mittelfranken  
von Dr. Hans Jürgen Böhmer**

Altensittenbach, 15. 12. 2020

## **Inhalt**

<b>1 Grundlagen</b>	<b>3</b>
<b>2 Statistische Auswertung und Zusammenfassung der Ergebnisse</b>	<b>6</b>
<b>3 Flächenzustand, Pflegebedarf und Ausarbeitung konkreter Pflegehinweise</b>	<b>12</b>
<b>4 Kartographische Darstellung der Ergebnisse</b>	<b>13</b>
<b>5 Vorkommen von Pflanzenarten der Roten Liste</b>	<b>13</b>
<b>6 Literatur</b>	<b>15</b>

## **Anhang:**

**A: Lage und Umriss der Untersuchungsflächen**

**B: Darstellung und Pflegebedarf der Untersuchungsflächen**

**C: Vorkommen von Gefäßpflanzen-Arten der Roten Liste Bayern**

Abbildung auf dem Deckblatt: *Galium glaucum* auf der Fläche A 38 oberhalb Pappenheim am 28. Mai 2020 (Foto: Hans Jürgen Böhmer)

## 1 Grundlagen

Im östlichen Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen wurde 1989 im Kontext des ABSP-Pilotprojektes „Verbundsystem von Trockenbiotopen im Altmühltal“ ein Projekt zum Verbund von Kalkmagerrasen begonnen, welches Reste der vormals aufgelassenen Flächen in drei Schafbeweidungssystemen zwischen dem Niederhofener Tal (im Norden) und dem Raum Pappenheim (im Süden) mit den noch intakten Kalkmagerrasen in diesem Gebiet verbindet (vgl. Übersicht in Abb. 1).

Auf Grundlage eines detaillierten Basisdatensatzes aus den Jahren 1989-1990 (BÖHMER et al. 1990) kann die langfristige Wirksamkeit des Biotopverbundsystems wissenschaftlich untersucht werden. Seit 2008 sind an diesen Untersuchungen folgende Wissenschaftler beteiligt: Prof. Dr. Hans Jürgen Böhmer (z. Zt. Universität Jena, vormals TU München und Universität Bonn), Prof. Dr. Helene Wagner, Dr. Yessica Rico, Dr. Michelle DiLeo (Universität Toronto) und Prof. Dr. Rolf Holderegger (ETH Zürich), in enger Zusammenarbeit mit der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Weißenburg (bis 2018 Karl-Heinz Dadrich) und dem Landschaftspflegeverband Mittelfranken e.V. (u.a. Stefanie Haacke, Eva Schmid und Anne Bannewitz).

Nach einer Wiederholung der Aufnahmen in den Jahren 2008-2009 und noch weitergehenden Felduntersuchungen steht ein in der Biodiversitäts- und Naturschutzforschung einmaliger Datensatz zur Verfügung, der es erlaubt, für 48 charakteristische Pflanzenarten die Aussterbe- und Wiederbesiedlungsvorgänge auf 62 Flächen im Untersuchungsgebiet in Abhängigkeit von Standortmerkmalen, Landschaftskontext und Nutzungsart (inkl. Pflegeeingriffen) nach nunmehr 30 Jahren Biotopverbund auszuwerten.

Im Mittelpunkt der Evaluierung für diesen Bericht stehen neben der aktuellen Zustandserfassung auch die Aussterbewahrscheinlichkeiten von Pflanzenarten in Kalkmagerrasen. Zudem werden empirische Nachweise der Wirksamkeit des Biotopverbundes und stichhaltige Argumente für die Einrichtung und konsequente Aufrechterhaltung von Biotopverbundsystemen über längere Zeiträume (Experimente auf Landschaftsebene) nochmals kurz zusammengefasst, die teilweise bereits in einem früheren Bericht an die Regierung von Mittelfranken im Jahre 2012 ausführlich dargestellt wurden.

Für die Grundlagenermittlung wurde 1989/90 eine eigene Methodik entwickelt, die eine detaillierte, numerisch fundierte Erfolgskontrolle ermöglicht. Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 62 Flächen erfasst, die bei einer Größe von mindestens 25 qm (vier Größenklassen: 25-100qm, >100-400qm, >400-2500qm, >2500qm) ein mehr oder weniger vollständiges Spektrum typischer Kalkmagerrasenarten aufwiesen und deshalb als Trittsteinbiotope für das zu planende Biotopverbundsystem in Betracht gezogen werden konnten.

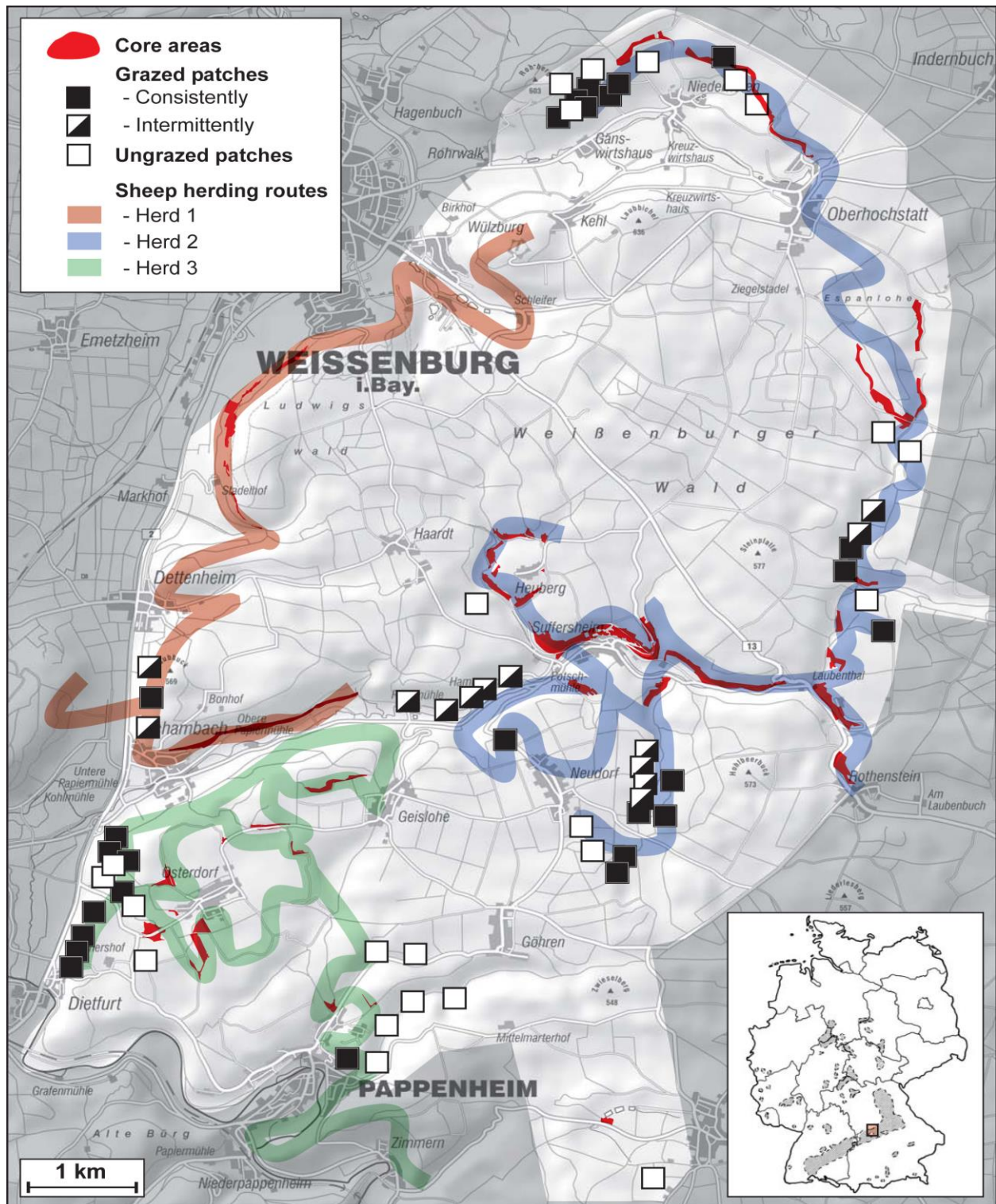


Abb. 1: Untersuchungsgebiet im östlichen Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. Rot: Refugialbiotope (großflächige beweidete Kalkmagerrasen); schwarze Quadrate: permanent beweidete Trittsteine; schwarzweiße Quadrate: gelegentlich beweidete Trittsteine; weiße Quadrate: unbeweidete Trittsteine; braun: (vormaliges) Revier Beil; grün: Revier Neulinger; blau: Revier Grimm.

Die Liste der als Maßstab herangezogenen Gefäßpflanzenarten enthält 48 für das Untersuchungsgebiet typische Assoziations-, Verbands-, Ordnungs- und Klassencharakterarten, ausgewählt auf Grundlage der Assoziationstabellen von Oberdorfer 1978 und eigener Erhebungen im Gebiet (vgl. Tab. 1). Diese Arten wurden flächenscharf (d. h. nicht wie damals üblich in pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen standardisierter Größe) erhoben.

Zur effizienten Bestimmung der Populationsgrößen wurde ein 4-klassiges Schema mit hoher statistischer Sicherheit entworfen: 1-3 Individuen, 4-<40 Individuen, <100 Individuen, 100+ Individuen. Die Populationsgrößen werden jeweils für die Gesamtfläche eines Trittsteins erhoben. Einzige Ausnahmen von der 4-Klassen-Skala sind Arten von besonderem Schutzinteresse, z. B. *Pulsatilla vulgaris*, deren Populationsgröße (z. B. 7 Individuen) genau angegeben wird.

Mit dieser Methode werden Unsicherheiten der klassischen Erhebungsmethode nach Braun-Blanquet (Schätzsкала) umgangen. Erstens handelt es sich nicht um eine Schätzsкала, sondern um absolute Zahlen. Zweitens muss nicht auf einem Kalkmagerrasenrelikt eine Aufnahme- oder Dauerfläche bestimmter Größe eingerichtet werden, was weitere Fragen bezüglich der oft nur theoretisch oder subjektiv bestehenden Homogenität einer Fläche erübrigt.

Im Rahmen der Grundlagenermittlung von 1989/90 spielten für die qualitative Beurteilung der Restflächen neben ihrer floristischen Zusammensetzung auch die Biotopstrukturen eine entscheidende Rolle. Erfasst wurden 13 Strukturelemente, die den Flächen in der Einzelbeschreibung zur genaueren Charakterisierung zugeordnet wurden. Erhoben wurden drei Verbuschungsstadien (ax: beginnende Verbuschung mit Pioniergehölzen; ay: fortgeschrittene Verbuschung mit Teilverlust der Rasenfläche; az: verbuscht, d.h. nur noch Relikte offener Rasenfläche vorhanden), ferner Versaumung (Teilfläche von thermophilen Saumarten dominiert), Verstaudung (staudenreiche, verfilzte Flächen), Verzwenkung (inselförmige oder flächendeckende Dominanzbestände von *Brachypodium pinnatum*), Einzelbäume (v. a. alte Hutebäume) und die Sonderstandorte „eutrophierte Stellen“ (nährstoffreiche anthropogene Störflächen, z. B. ehemalige Holz- und Viehläger) sowie „Felsköpfe“ (anstehender Fels).

Die Strukturvielfalt bezüglich der Anwesenheit der dynamischen Strukturelemente „Erosionskehle“, „Kleinsäugerbau“, „Kalkscherben“ und „Ameisenhügel“ ist für die erfolgreiche Etablierung der Charakterarten auf einer neuen Fläche von fundamentaler Bedeutung (Rico et al. 2013; Wagner et al. 2013). Neben den umherziehenden Schafen hängt das Funktionieren des Verbundsystems (v. a. bezüglich der Entwicklung vormals brachliegender oder wenig beweideter Flächen) wesentlich von der Existenz dieser Strukturelemente ab. Deshalb werden sie grundsätzlich zur Bewertung der Flächen herangezogen.

## 2 Statistische Auswertung und Zusammenfassung der Ergebnisse

Nach den in der Unteren Naturschutzbehörde in Weißenburg und beim Landschaftspflegeverband Mittelfranken vorliegenden Daten wurden von den bei der Grundlagenermittlung berücksichtigten 62 Flächen seit 1990 25 permanent beweidet, 24 blieben unbeweidet. Unbeweidete Flächen sind im Durchschnitt etwas kleiner als beweidete. Die verbleibenden 13 Flächen werden hier als „anfangs“ bzw. „gelegentlich beweidet“ angesprochen, da sie im Verlauf der ca. 30 Jahre nur über einen kurzen Zeitraum oder sporadisch beweidet wurden.

Die aktuellen Erhebungen begannen am 8. April 2020. Alle 62 Untersuchungsflächen wurden relokalisiert und in der Vegetationsperiode 2020 dreimal aufgesucht (Frühjahrskartierung im April, Sommerkartierung ab Ende Mai). Die Sommerkartierung wurde bis Ende Juli abgeschlossen. Es folgte eine dritte Begehung im Spätsommer und Herbst (bis Ende Oktober 2020).

Artname	Soz. Rang	Stetigkeit 1989/90	Stetigkeit 2008/09	Stetigkeit 2020
<i>Ajuga genevensis</i> L.	C	7	31	13
<i>Allium oleraceum</i> L.	C	11	10	14
<i>Anthyllis vulneraria</i> L. ssp. <i>vulneraria</i>	O	3	15	3
<i>Arabis hirsuta</i> (L.) Scop.	O	4	21	16
<i>Asperula cynanchica</i> L.	C	18	26	22
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P. Beauv.	C	60	60	61
<i>Bromus erectus</i> Huds. ssp. <i>erectus</i>	O	43	47	57
<i>Campanula glomerata</i> L. ssp. <i>glomerata</i>	V	6	5	5
<i>Campanula rotundifolia</i> L.	B	24	46	45
<i>Carlina acaulis</i> L. ssp. <i>acaulis</i>	V	29	35	29
<i>Carlina vulgaris</i> L.	V	6	3	2
<i>Centaurea jacea</i> L. ssp. <i>jacea</i>	B	46	47	42
<i>Cirsium acaule</i> Scop.	A	13	27	19
<i>Dianthus carthusianorum</i> L. ssp. <i>carthus.</i>	O	25	43	43
<i>Erigeron acris</i> auct.	V	3	4	1
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	C	48	47	53
<i>Euphorbia verrucosa</i> L.	V	16	18	15
<i>Euphrasia stricta</i> J. F. Lehm.	V	3	3	2
<i>Festuca ovina</i> L.	C	62	58	61
<i>Galium verum</i> L. ssp. <i>verum</i>	C	58	59	60
<i>Gentianella ciliata</i> L.	A	4	9	1
<i>Gentianella germanica</i> Willd. ssp. <i>germ.</i>	A	4	1	0
<i>Gentiana cruciata</i> L.	C	3	0	2
<i>Helianthemum ovatum</i> (Viv.) Dunal	O	44	48	44
<i>Hieracium pilosella</i> L.	B	15	28	25
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	C	35	36	40
<i>Koeleria pyramidata</i> (Lam.) P. Beauv.	A	29	47	34
<i>Leontodon hispidus</i> L. ssp. <i>hispidus</i>	B	13	25	26
<i>Linum catharticum</i> L.	B	6	21	12

<i>Lotus corniculatus</i> L.	B	46	55	53
<i>Medicago lupulina</i> L.	V	21	36	36
<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	V	12	23	12
<i>Ononis repens</i> L.	V	22	35	16
<i>Ononis spinosa</i> L. ssp. <i>spinosa</i>	V	7	8	16
<i>Phleum phleoides</i> (L.) H. Karst.	C	14	20	17
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	C	44	50	50
<i>Plantago media</i> L.	B	45	44	36
<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	C	15	23	18
<i>Potentilla tabernaemontani</i> Asch.	C	36	48	45
<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Scholler	C	33	42	44
<i>Pulsatilla vulgaris</i> Mill.	A	22	24	16
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	V	11	43	35
<i>Salvia pratensis</i> L.	C	42	45	44
<i>Sanguisorba minor</i> Scop. ssp. <i>minor</i>	C	50	47	38
<i>Scabiosa columbaria</i> L. ssp. <i>columbaria</i>	O	32	38	28
<i>Stachys recta</i> L. ssp. <i>recta</i>	C	12	10	9
<i>Thymus pulegioides</i> L. ssp. <i>pulegioides</i>	B	47	49	46
<i>Trifolium montanum</i> L.	C	15	16	16

**Tabelle 1:** Liste der 1989 ermittelten 48 Charakterarten. Der jeweilige soziologische Rang folgt Oberdorfer 1978 (A = Assoziationscharakterart *Gentiano-Koelerietum pyramidatae*, V = Verbandscharakterart *Bromion erecti*, O = Ordnungscharakterart *Brometalia erecti*; C = Klassencharakterart *Festuco-Brometea*; B = bezeichnender Begleiter). In den beiden rechten Spalten ist die Stetigkeit der Arten zu Beginn des Projektes (Erhebungszeitraum 1989/90) und nach 20 Jahren (Erhebungszeitraum 2008/2009) dargestellt.

### Anzahl der Charakterarten

Auf den im Untersuchungszeitraum permanent beweideten Flächen ist die Anzahl der Charakterarten pro Fläche gegenüber der Erstaufnahme von 1989 deutlich gestiegen, insbesondere im Vergleich mit der Entwicklung auf unbeweidet gebliebenen Flächen (Abb. 2)

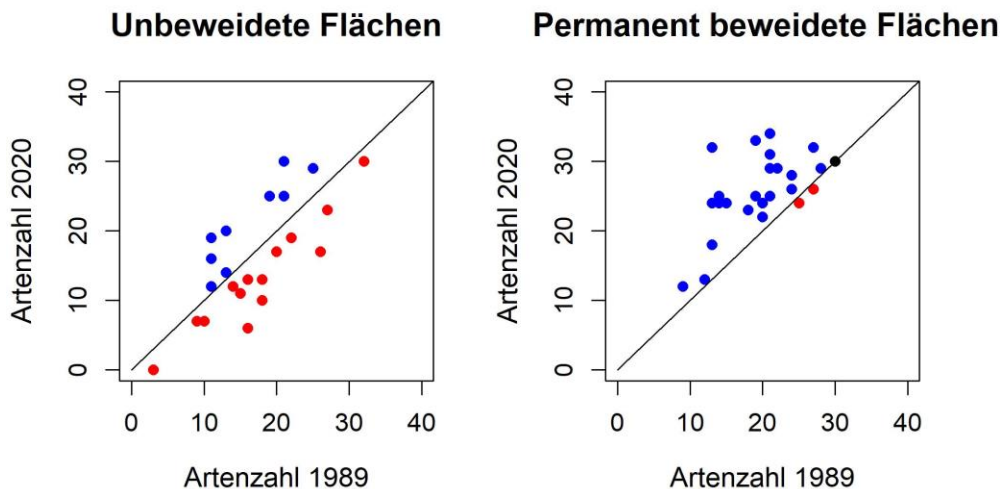


Abb. 2: Scatterplot der Anzahl von Charakterarten auf permanent beweideten und unbeweideten Flächen im USG.

### Stetigkeit der Charakterarten

Auf den im Untersuchungszeitraum permanent beweideten Flächen hat die Stetigkeit der Charakterarten gegenüber der Erstaufnahme von 1989 deutlich zugenommen, auch hier im Vergleich mit der Entwicklung auf unbeweidet gebliebenen Flächen (Abb. 3). Fast alle Charakterarten haben sich ausgebreitet. Für genaue Angaben zum Verhalten einzelner Arten siehe Tabelle 1.

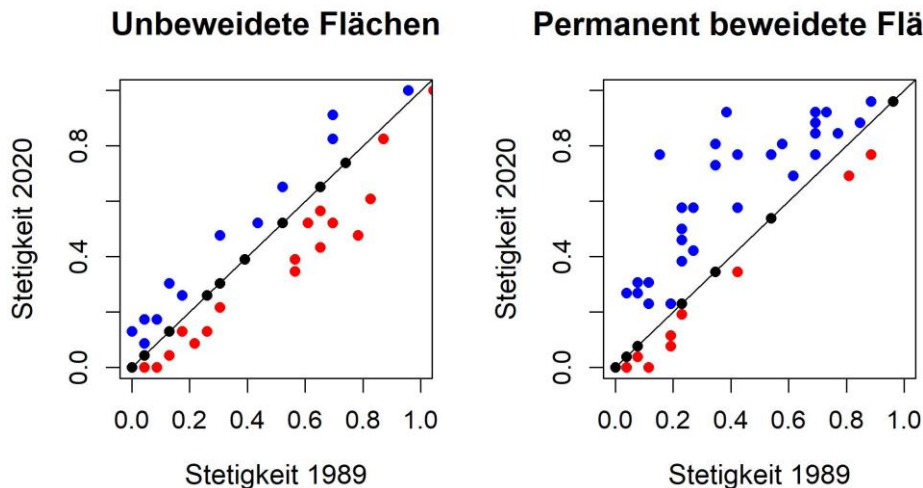


Abb. 3: Scatterplot der Stetigkeit der Charakterarten auf beweideten und unbeweideten Flächen im USG.

### Besiedlungsraten der Charakterarten

Auf den im Untersuchungszeitraum beweideten Flächen ist die mittlere Besiedlungsrate der Charakterarten gegenüber den unbeweidet gebliebenen Flächen deutlich höher (Abb. 4).

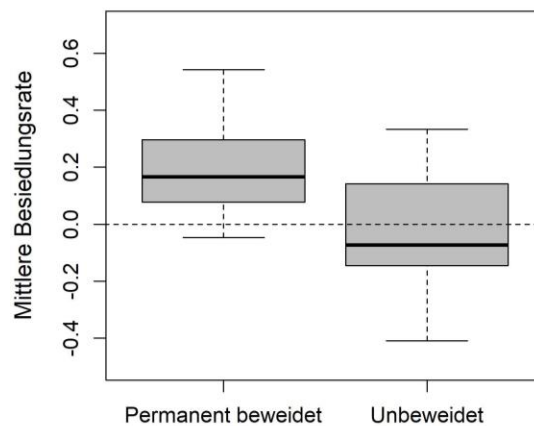


Abb. 4: Boxplot der mittleren Besiedlungsraten von Charakterarten auf permanent beweideten und unbeweideten Flächen im USG.



## Persistenz von Populationen der Charakterarten

Auf den unbeweideten Flächen blieben die Charakterarten-Zahlen im Zeitraum 1989-2008 insgesamt recht konstant (paired t-Test: +0.8, nicht signifikant), ebenso wie im Zeitraum 2008 - 2020 (paired t-Test: -1.4, nicht signifikant). Auf den permanent beweideten Flächen kam es 1989 – 2008 zu einer starken Zunahme (paired t-Test: +9.4,  $p < 0.001$ ), 2008 – 2020 zu einer Abnahme (-3.4,  $p < 0.001$ ). Insgesamt zeigen permanent beweidete wie unbeweidete Flächen eine Abnahme der Artenzahlen in den letzten 12 Jahren.

Gibt man zu bedenken, dass bestimmte Arten bei aller Sorgfalt auch übersehen werden können und lässt man diese Gruppe (*Koeleria pyramidata*, *Linum catharticum*, *Erigeron acris*, *Gentiana ciliata*, *Trifolium montanum*) aus der Analyse heraus, bleiben die statistischen Entscheidungen unverändert: unbeweidet 1989 - 2008: konstant (+0.5, nicht signifikant), 2008 - 2020: konstant (-1.1, nicht signifikant); permanent beweidet: 1989 - 2008: Zunahme (+8.3,  $p < 0.001$ ), 2008 - 2020: Abnahme (-2.8,  $p = 0.002$ ).

Auch auf unbeweideten Flächen ist trotz einer insgesamt nachweisbaren leichten Verlusttendenz ein Kommen und Gehen von Charakterarten zu verzeichnen. Das heißt, der Anzahl erloschener Populationen steht eine relativ große Anzahl von Neubesiedlungen gegenüber. Demnach kann nicht von einem linearen Verlauf der Abnahme von Charakterarten bei Nichtbeweidung über 30 Jahre ausgegangen werden. Umgekehrt kommt es auch auf permanent beweideten Flächen zum Erlöschen von Populationen, d. h. weitere, bisher nicht erfasste Steuergrößen der jeweiligen Populationsdynamik müssen dabei eine entscheidende Rolle spielen (s. u.).

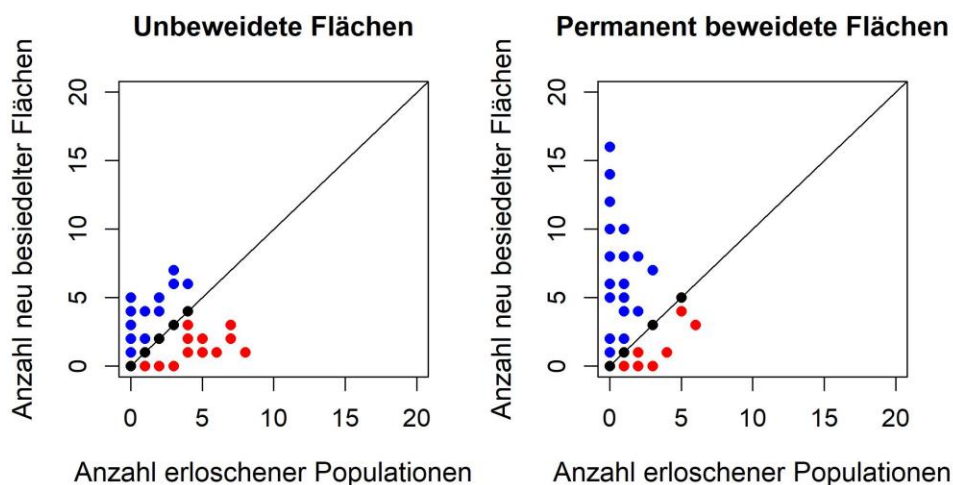


Abb. 5: Scatterplot der Anzahl neuer und erloschener Populationen von Charakterarten in permanent beweideten und unbeweideten Flächen im USG.

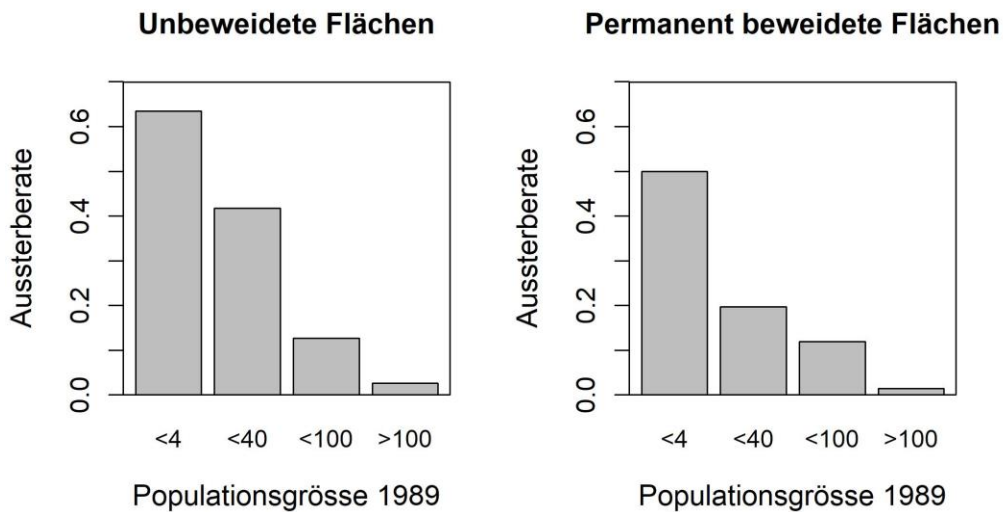


Abb. 6: Aussterberaten unterschiedlicher Populationsgrößen von Charakterarten in permanent beweideten und unbeweideten Flächen.

Zu bedenken ist, dass jede Charakterart ein individuelles Verhalten zeigt. Während sich einige Arten deutlich ausgebreitet haben, zeigen andere keine erhöhte Besiedlungsrate oder sogar einen deutlichen Rückgang. Zu dieser kritischen Gruppe gehören unter anderem *Campanula glomerata*, *Erigeron acris*, *Euphorbia verrucosa* und *Gentiana ciliata*. Daraus kann gefolgert werden, dass auch unter optimalen Pflegebedingungen nicht unbedingt mit einer Ausbreitung bestimmter Charakterarten zu rechnen ist. Ursache hierfür könnten übergeordnete Faktoren sein, die auf Landschaftsebene wirken, beispielsweise die von Hagen (1996) beschriebene Eutrophierung durch Nährstoffeinträge aus der Luft oder veränderte klimatische Rahmenbedingungen. Insbesondere die Trockenheit der Vegetationsperioden 2018, 2019, und im Frühjahr 2020 kann sich hier ausgewirkt haben.

Beweidung	Fläche	Entbuschung	Größe	Trittsteinisolation	Strukturelemente (dynamisch) 1989/90	Strukturelemente (dynamisch) 2008/09	Strukturelemente (dynamisch) 2020	Störung/Bemerkung 2020
				$S_i$				
permanent	A5	no	4	6,36	1	2	3	
	A6	no	4	6,85	2	2	1	--
	A7a	no	4	7,08	1	1	2	--
	A11	no	5	11,01	1	4	2	--
	A12	no	3	9,53	2	3	3	unbeweidet
	A13	no	5	8,64	0	3	1	--
	A14	no	4	5,76	2	3	2	--
	A15	no	4	5,55	1	4	3	--
	A18	no	4	9,71	4	3	3	--
	A25	no	3	4,95	0	2	2	--

	A26	no	4	5,45	1	3	1	--
	A28a	no	4	5,69	2	2	2	--
	A29	no	3	5,79	1	3	1	--
	A31	no	5	5,3	1	3	3	Holzeinschlag
	A32	no	2	5,15	0	1	3	--
	A33	no	5	4,24	0	4	4	--
	A34	no	5	3,77	0	4	2	--
	A38	yes	5	5,81	3	3	4	--
	A45	no	4	4,64	3	2	1	--
	A49	no	4	4,75	1	2	2	--
	A50	no	3	4,88	1	4	1	--
	A52	no	4	5,81	1	4	3	--
	A53	no	3	6,22	1	3	3	--
	A55	no	5	5,87	0	2	2	--
	A56	no	4	7,54	2	1	1	--
anfangs	A20	yes	3	13,99	2	1	3	--
	A21	yes	4	11,73	2	4	1	Bebauung
	A22	yes	2	11,46	1	3	4	--
	A23	yes	3	9,27	0	3	3	--
	A24	yes	5	8,2	1	3	4	Holzeinschlag
gelegentlich	A3	no	4	4,96	0	3	2	Jägerstand
	A4	no	4	5,53	2	0	1	--
	A8	no	5	13,31	2	3	2	beweidet
	A9	no	3	11,57	1	4	0	Aufforstung
	A10a	no	4	10,71	1	0	2	Aufforstung
	A10	no	4	10,97	1	1	1	eutrophiert
	A44	no	5	4,82	2	1	1	--
	A46	no	3	4,22	1	1	3	--
unbeweidet	A1	no	3	5,12	1	1	1	Jägerstand
	A2	no	4	4,52	2	2	3	--
	A7	no	3	7	0	0	0	Aufforstung
	A16	yes	5	5,45	2	3	3	z. Zt. beweidet
	A17	no	3	6,89	1	2	3	--
	A19	no	2	14,8	1	0	1	--
	A27	no	3	5,7	2	1	0	z. Zt. beweidet
	A28	no	4	5,5	1	2	1	z. Zt. beweidet
	A30	no	1	6,47	1	0	0	--
	A35	no	3	6,56	1	2	1	--
	A36	no	3	4,25	2	4	2	--
	A37	yes	3	4,8	2	4	2	gemäht
	A39	no	2	7,07	1	1	0	--
	A40	no	1	5,28	0	2	1	Holzeinschlag
	A41	no	3	4,92	1	2	3	Auffüllung
	A42	no	3	3,88	1	1	0	--
	A43	no	4	0,63	2	3	2	teibeweidet

	A47	no	5	4,4	2	2	<b>1</b>	--
	A48	no	3	6,19	1	2	<b>0</b>	--
	A51	no	3	5,73	2	0	<b>3</b>	z. Zt.beweidet
	A51a	no	2	5,26	3	4	<b>4</b>	verbuscht
	A54	no	2	7,77	0	1	<b>0</b>	--
	A57	no	5	7,75	0	0	<b>0</b>	Düngung
	A58	no	5	8,23	1	0	<b>0</b>	--

Tab. 2: Darstellung bedeutender Kenngrößen der Untersuchungsflächen. Achtung: Ein Teil der offiziell als unbeweidet geführten Flächen wird derzeit beweidet!

### 3 Flächenzustand, Pflegebedarf und Ausarbeitung konkreter Pflegehinweise

Der allgemeine Pflegebedarf sowie konkrete Pflegehinweise für einzelne Flächen bzw. Teilflächen sind im Anhang B dargestellt. Es gibt auf dem überwiegenden Teil der Flächen keine erheblichen Veränderungen, Beeinträchtigungen oder überraschende (negative) Entwicklungen. Wie unter Abschnitt 2 dargestellt, sind die positiven Effekte der Beweidung signifikant.

Auf den permanent beweideten Flächen hat die Verbuschung pro Fläche gegenüber der Erstaufnahme von 1989 weniger stark zugenommen als auf unbeweidet gebliebenen Flächen (vgl. Böhmer 2012). Es ist aber hervorzuheben, dass die Verbuschung insgesamt zugenommen hat, auch wenn die Tendenz zur Abnahme auf beweideten Flächen stärker war als auf unbeweideten.

Die mittlere Besiedlungsrate von Charakterarten zeigt über alle Flächen einen deutlichen Zusammenhang mit der Anzahl der dynamischen Strukturelemente pro Fläche (Tabelle 2). Je mehr Typen dynamischer Strukturelemente pro Fläche vertreten sind (d. h. je größer der diesbezügliche Strukturreichtum ist), desto höher ist die mittlere Besiedlungsrate.

Zur Erklärung der Besiedlungsraten wurde in den wissenschaftlichen Begleituntersuchungen (Rico et al. 2013, 2014; Wagner et al. 2013; DiLeo et al. 2017) zunächst die Annahme herangezogen, dass der Ausbreitungsvektor „Wind“ und somit die Distanz zwischen Flächen in der Landschaft entscheidend für den Ausbreitungserfolg ist (je kleiner der Abstand zwischen zwei Flächen, desto wahrscheinlicher die Etablierung einer neuen Charakterart). Eine weitere plausible Annahme ist, dass Wald eine entscheidende Barrierewirkung hat, d. h. Kalkmagerrasen-Arten sich nicht durch Wälder ausbreiten können.

Bezieht man die Schafe als Ausbreitungsvektoren mit ein (und zwar sowohl für permanent als auch für sporadisch beweidete Flächen), ergibt sich zunächst die Überlegung, dass mit der Länge des Triftweges, über den Trittsteine und Refugialbiotope verbunden sind, die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Etablierung abnimmt.

Es könnte aber auch sein, dass die Ausbreitung zwar entlang der Triftwege erfolgt, die Länge des Triftweges aber keine Rolle für den Besiedlungserfolg spielt.

Das Ergebnis der diesbezüglichen Untersuchungen von Rico et al. und DiLeo et al. ist eindeutig: Die Besiedlungsrate hängt von der Länge des Triftweges ab, und zwar unter Einbeziehung auch der sporadisch beweideten Flächen. Damit ist die fundamentale Bedeutung der wandernden Schafe als Ausbreitungsvektoren für die Charakterarten der Kalkmagerrasen im Untersuchungsgebiet auch auf genetischer Ebene bewiesen. Die Revierschäferie bedingt neben der Strukturvielfalt der Teilflächen wesentlich den Ausbreitungserfolg der Zielarten des Naturschutzes.

Für die beweideten Flächen ist somit die Empfehlung auszusprechen, die Beweidung insgesamt fortzuführen und ggf. zu intensivieren, insbesondere wo sie aufgrund der Erkrankung von Schäfern oder anderer besonderer Umstände (z. B. ungünstige Lage, schwere Zugänglichkeit) nicht durchweg und konsequent gepflegt werden konnten bzw. können.

#### **4 Kartographische Darstellung der Ergebnisse**

Die kartographische Darstellung (Überprüfung und Korrektur der Shapefiles in FinView) erfolgte nach Abschluss der Geländeerhebungen in Zusammenarbeit mit Frau Stefanie Haacke, LPV Mittelfranken. Die entsprechenden Karten befinden sich in Anhang A. Die aktualisierten Shapefiles liegen dem LPV Mittelfranken bereits vor.

#### **5 Vorkommen von Gefäßpflanzen-Arten der Roten Liste Bayern**

Im Verlauf der Kampagne 2020 wurden auf den 62 Untersuchungsflächen folgende Gefäßpflanzen der Roten Liste Bayern (Arten der Gefährdungsstufe 3 fett dargestellt, Arten der Vorwarnstufe kursiv) nachgewiesen, von denen viele direkt oder indirekt von den Biotopverbund-Maßnahmen profitieren:

*Acinos arvensis*

*Ajuga genevensis*

*Anthericum ramosum*

*Arabis hirsuta*

*Artemisia campestris*

*Asperula cynanchica*

*Campanula glomerata*

*Carlina acaulis*

*Carlina vulgaris*

*Cirsium acaule*

**Dactylorhiza majalis**

*Dianthus carthusianorum*

*Dianthus deltoides*

*Euphorbia verrucosa*

**Galium glaucum**

**Gentiana cruciata**

*Gentianella ciliata*

**Gentianella germanica** (2020 verschollen!)

*Geranium sanguineum*

**Globularia punctata**

*Hippocrepis comosa*

*Koeleria pyramidata*

**Melittis melissophyllum**

*Ononis spinosa*

*Peucedanum cervaria*

*Phleum phleoides*

*Polygala chamaebuxus*

*Polygala comosa*

*Potentilla heptaphylla*

*Primula veris*

*Prunella grandiflora*

**Pulsatilla vulgaris**

*Stachys recta*

*Symphitum tuberosum*

*Teucrium chamaedrys*

*Teucrium montanum*

**Thesium bavarum**

**Thesium linophyllum**

*Trifolium montanum*

**Trifolium rubens**

Ausgewählte Arten dieser Liste werden in einer Fotodokumentation in Anhang C dargestellt. Die Meldung an das Bayerische LfU erfolgt über ausgefüllte Standard-Formblätter als PDF-Files.

## Literatur

### 1) Veröffentlichungen und Berichte aus dem laufenden Biotopverbund-Projekt

- Böhmer, H. J. 2012. Wissenschaftliche/konzeptionelle Unterstützung des BNN-Projektes „Verbundsystem von Trockenbiotopen im Altmühltal“. Unveröff. Bericht im Auftrag der Regierung von Mittelfranken, Sachgebiet Naturschutz. Nürnberg.
- Böhmer, H. J., Janeck, L., Steidler, S. und B. Raab 1990. Verbundsystem Halbtrockenrasen. Trittsstein- und Refugialbiotope im östlichen Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. - Unveröff. Gutachten, Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V., Hilpoltstein.
- DiLeo, M., Rico, Y., Boehmer, H.J. und H.H. Wagner 2017. An ecological connectivity network maintains genetic diversity of a flagship wildflower, *Pulsatilla vulgaris*. – *Biological Conservation* 212: 12-21.
- Rico, Y. 2012. Landscape effects on dispersal and gene flow in calcareous grassland plants. Dissertation an der University of Toronto, Department of Ecology and Evolutionary Biology (Wagner Lab).
- Rico, Y., Boehmer, H. J. und H. H. Wagner 2011. Determinants of actual functional connectivity for calcareous grassland communities linked by rotational sheep grazing. - *Landscape Ecology* 27: 199-209.
- Rico, Y., Boehmer, H. J. und H. H. Wagner 2014. Effect of Rotational Shepherding on Demographic and Genetic Connectivity of Calcareous Grassland Plants. – *Conservation Biology* 28 (2): 467-477.
- Rico, Y., Holderegger, R., Boehmer, H. J. und H. H. Wagner 2014. Directed dispersal by rotational shepherding supports landscape genetic connectivity in a calcareous grassland plant. – *Molecular Ecology* 23 (4): 832-842.
- Wagner, H. H., Rico, Y., Lehnert, H. und H. J. Boehmer 2013. Process-based long-term evaluation of an ecological network of calcareous grasslands. – *Ecography* 36 (3): 374-382.

### 2) Andere verwendete Literatur

- Barton, K. 2009. MuMIn: Multi-model inference. R package version 0.12.2/r18. <http://R-Forge.R-project.org/projects/mumin/>.
- Beinlich, B. und Plachter, H. 1995. Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerrasen der Mittleren Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg): Schutz, Nutzung und Entwicklung. - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83.
- Bender, O., Böhmer, H. J., Jens, D. und Schumacher, K. P. 2005. Analysis of land-use change in a sector of Upper Franconia (Bavaria, Germany) since 1850 using land register records. - *Landscape Ecology* 20: 149-163.
- Bennett, G. und Wit, P. 2001. The development and application of ecological networks, a review of proposals, plans and programmes. - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Gland, Switzerland.
- Böhmer, H. J. 1994. Die Halbtrockenrasen der Fränkischen Alb - Strukturen, Prozesse, Erhaltung. - *Mitteilungen der Fränkischen Geographischen Gesellschaft* 41: 323-343.
- Boitani, L., Falcucci, A. und Maiorano, L. 2007. Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation. - *Conservation Biology* 21: 1414-1422.

- Burnham, K. P. und Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. - Springer.
- Butaye, J., Adriaens, D. und Honnay, O. 2005. Conservation and restoration of calcareous grasslands: a concise review of the effects of fragmentation and management on plant species. - *Biotechnol Agron Soc Environ* 9: 111-118.
- Dolek, M. and Geyer, A. 2002. Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach. - *Biological Conservation* 104: 351-360.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. - *Annual Review of Ecology* 34: 487-515.
- Fischer, J. und Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. - *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Hagen, T. 1996. Vegetationsveränderungen in Kalkmagerrasen des Fränkischen Jura. Untersuchung langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktionen auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition. - Laufener Forschungsbericht 4. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. Laufen, Salzach.
- Hakes, W. 1987. Einfluß von Wiederbewaldungsvorgängen in Kalkmagerrasen auf die floristische Artenvielfalt und Möglichkeiten der Steuerung durch Pflegemaßnahmen. - *Dissertationes Botanicae* 109.
- Lindenmayer, D. 2009. Large-scale landscape experiments: lessons from Tumut. - Cambridge University Press.
- Oberdorfer, E. 1978. Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Band 2. – Gustav Fischer Verlag.
- Opdam, P., Steingrover, E. und Rooij, S. v. 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. - *Landscape and Urban Planning* 75: 322-332.
- Poschlod, P., Kleyer, M., Jackel, A. K., Dannemann, A. und Tackenberg, O. 2003. BIOPOP - a database of plant traits and Internet application for nature conservation. - *Folia Geobotanica* 38: 263-271.
- Poschlod, P. und WallisDeVries, M. F. 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. - *Biological Conservation* 104: 361-376.
- R Development Core Team 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Taylor, P. D., Fahrig, L. und With, K. A. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. - In: Crooks, K. R. and Sanjayan, M. A. (eds.), *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, S. 31-43.
- Vogel, K. 1992. Welchen Einfluß haben Hügel der Wiesenameise *Lasius flavus* auf die Flora und Fauna einer schafbeweideten Hudefläche? – *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg*, Bd. 33: 23-49.
- Wagner, H. H., Jedicke, E., Retzer, V. und Böhmer, H. J. 2007. Turning landscape conservation projects into biodiversity experiments. - In: Bunce, R. G. H., Jongman, R. H. G., Hojas, L. and Weel, S. (eds.), *25 years of Landscape Ecology: Scientific Principles in Practice*. International Association of Landscape Ecology, S. 670-671.