Tuexenia 39: 287–308. Göttingen 2019.
doi: 10.14471/2019.39.017, available online at www.zobodat.at

Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen

Plant Community of the Year 2020: Mat grassland (*Nardus stricta* grassland)

Angelika Schwabe[1, *], Sabine Tischew[2], Erwin Bergmeier[3], Eckhard Garve[4], Werner Härdtle[5], Thilo Heinken[6], Norbert Hölzel[7], Cord Peppler-Lisbach[8], Dominique Remy[9] & Hartmut Dierschke[3]

[1]Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie, Schnittspahnstr. 10, 64287 Darmstadt, Germany; [2]Hochschule Anhalt, FB Landwirtschaft, Ökotrophologie und Landschaftsentwicklung, Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg, Germany; [3]Georg-August-Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller Institut für Pflanzenwissenschaften, Abteilung für Vegetationsanalyse und Phytodiversität, Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen, Germany; [4]Haydnstraße 30, 31157 Sarstedt, Germany; [5]Leuphana Universität Lüneburg, Institut für Ökologie, Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg, Germany; [6]Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam, Germany; [7]Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstr. 2, 48149 Münster, Germany; [8]Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, AG Landschaftsökologie, Carl von Ossietzky Str. 9-11, 26129 Oldenburg, Germany; [9]Universität Osnabrück, FB5, AG Ökologie, Barbarastraße 13, 49076 Osnabrück, Germany
**Korrespondierende Autorin, E-Mail: schwabe@bio.tu-darmstadt.de*

Zusammenfassung

Wie erstmals 2019 wird auch für das Jahr 2020 von der „Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft“ (FlorSoz) für Deutschland die „Pflanzengesellschaft des Jahres“ vorgestellt. Damit soll wiederum für die Öffentlichkeit die Notwendigkeit des Schutzes gefährdeter Pflanzengesellschaften aufgezeigt werden. Für das Jahr 2020 wurden die Borstgrasrasen ausgewählt. Wie alle Pflanzengemeinschaften nährstoffarmer Standorte, sind auch die Borstgrasrasen stark gefährdet und regional sogar unmittelbar vom Aussterben bedroht.

Wir konzentrieren uns vor allem auf die Bestände der planaren bis montanen Stufe (Unterverband *Violenion caninae*: Hundsveilchen-Borstgrasrasen).

Die Standorte von *Violenion caninae*-Gesellschaften werden nicht gedüngt und sind auf extensive Beweidung, z. T. auch auf einschürige Mahd angewiesen. Für Borstgrasrasen bezeichnend sind eine Fülle gefährdeter Pflanzenarten wie z. B. *Arnica montana* (Arnika) und *Antennaria dioica* (Zweihäusiges Katzenpfötchen). Bei den Borstgrasrasen spielen für die zunehmend hohe Gefährdung nicht nur Flächenrückgänge durch Nutzungsaufgabe, Aufforstung, Sport- und Freizeitaktivitäten und Überbauung eine Rolle, sondern auch Änderungen der Struktur und Artenzusammensetzung durch direkte Düngung sowie atmogene Stickstoffeinträge sind von Bedeutung. Nährstoffanreicherungen führen zum Verlust der konkurrenzschwachen, gefährdeten Arten zugunsten einiger allgemein verbreiteter, häufig dominanter Gräser sowie konkurrenzkräftiger Kräuter. Wir skizzieren die Bedeutung der Borstgrasrasen als gefährdete Lebensgemeinschaften, geben Hinweise zur floristisch-soziologischen Erforschung und zu weiteren Naturschutz-Aspekten (Rückgang, Erhaltung, Möglichkeiten der Restitution). Ein wirksamer Schutz ist nur bei einem integrativen Naturschutzansatz mit geeigneter Nutzung möglich.

Manuskript eingereicht am 03. Juni 2019, angenommen am 13. Juli 2019

Abstract

As for the first time in 2019 the 'Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft (FlorSoz)' introduces the 'Plant Community of the Year 2020' for Germany. The FlorSoz proposal aims to alert the public that the conservation of endangered plant communities and their biodiversity is essential.

For the year 2020 the plant community of mat-grass swards (*Nardus stricta* grassland) has been selected. Similar to other plant communities on nutrient-poor sites, *Nardus* grassland is highly endangered and in some regions on the brink of extinction.

We focus on *Nardus* grassland of the lowland to montane levels with the characteristic *Violenion caninae* suballiance (named after *Viola canina*, the Heath Dog-violet).

The sites of *Violenion caninae* communities are not fertilized and depend on extensive grazing, but there are also mat-grass swards which are mown once a year. *Nardus* grasslands host many threatened species, e.g., *Arnica montana* (Arnica) and *Antennaria dioica* (Mountain Everlasting).

The decline of *Nardus* grassland is not only due to abandonment, afforestation, outdoor activities and construction measures, but also due to changes in the structure and species composition through eutrophication by either direct manuring or by atmospheric nitrogen input. Eutrophication causes local decline or extinction of low-competitive, often endangered species which are replaced by ubiquists, mostly highly competitive species. For management, long-term conservation practices like extensive grazing or cutting once a year are essential. We give an outline of *Nardus* grassland as an endangered habitat type and summarize its current state of ecological and phytosociological research. In particular we take up the issue of conservation, including the loss of *Nardus* grasslands and their restoration.

Effective conservation depends on an integrative nature-conservation approach, using suitable management practices.

1. Einleitung

Wie im letzten Jahr (TISCHEW et al. 2018) wird auch für das Jahr 2020 vom Vorstand der „Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft" (FlorSoz) die „Pflanzengesellschaft des Jahres" vorgestellt. Damit wollen wir für die Öffentlichkeit die Notwendigkeit des Schutzes gefährdeter Pflanzengesellschaften aufzeigen. Für das Jahr 2020 wurden Borstgrasrasen als besonders gefährdete Pflanzengesellschaft mit starken Flächen- und Artenverlusten ausgewählt.

Borstgrasrasen (*Nardetalia strictae* Preising 1950) stellen magere Gras-/Kräuter-Triften dar, z. T. mit geringen Anteilen von Zwergsträuchern wie *Calluna vulgaris* (Heidekraut) oder *Vaccinium myrtillus* (Heidel-, Blaubeere). Sie wachsen auf sauren oder wenigstens oberflächlich versauerten Substraten in niederschlagsreicheren Gebieten vom Tiefland bis in montan-subalpine Lagen. Das Ausgangssubstrat bilden zumeist verschiedene Typen von metamorphen oder magmatischen Silikatgesteinen, Sandsteine, Tonschiefer oder auch saure Sande sowie als Sonderfall oberflächennah versauerte Kalkstein-Braunlehme. Wir konzentrieren uns im Folgenden auf die besonders gefährdeten Borstgrasrasen des *Violenion caninae* Peppler-Lisbach et Petersen 2001, die unterhalb der hochmontan-subalpinen Stufe auf frischen bis mäßig trockenen Böden vorkommen. In höheren Lagen wird der Verband durch die hochmontan-subalpinen Borstgrasrasen abgelöst (*Nardion strictae* Br.-Bl. 1926). Bestände des *Violenion caninae* sind in West-, Mittel- und Nordeuropa sowie in manchen Gebirgen Südeuropas weit verbreitet, aber überall stark rückläufig (GALVANÉK & JANÁK 2008, JANSSEN et al. 2016).

Die Bestände im hohen Bayerischen Wald (*Lycopodio alpini-Nardetum strictae* Preising ex Oberdorfer 1957: Alpenflachbärlapp-Borstgrasrasen), am Brocken im Harz (*Pulsatillo albae-Nardetum strictae* Tüxen ex Peppler-Lisbach et Petersen 2001: Brocken-Anemonen-Borstgrasrasen) und auf den

höchsten Schwarzwaldgipfeln (*Leontodonto pyrenaici-Nardetum strictae* Bartsch et Bartsch 1940 nom. inv.: Schweizer Löwenzahn-Borstgrasrasen) haben bereits eine stark hochmontane Prägung und werden hier nicht einbezogen. Die dort vorkommenden Pflanzenarten zeigen einen Verbreitungsschwerpunkt in den Alpen oder/und den boreal-arktischen Gebieten (teilweise Glazialrelikte).

Auch die bodenfeuchten Borstgrasrasen (*Juncenion squarrosi* Oberdorfer 1957) mit z. B. *Pedicularis sylvatica* (Wald-Läusekraut) und *Gentiana pneumonanthe* (Lungen-Enzian) betrachten wir hier nicht; diese verdienen eine gesonderte Würdigung.

Eine Übersicht und pflanzensoziologische Gliederung der Borstgrasrasen-Gesellschaften, nach der sich auch die hier verwendete Syntaxonomie richtet, wurde von PEPPLER-LISBACH & PETERSEN (2001) im Rahmen einer Synopsis für die „Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft" erarbeitet. Die Taxonomie der Gefäßpflanzen richtet sich nach BUTTLER et al. (2018). Zu den planar-montanen Borstgrasrasen gehören vor allem die Assoziationen *Polygalo vulgaris-Nardetum strictae* Oberdorfer 1957 (Kreuzblumen-Borstgrasrasen) und *Festuco rubrae-Genistelletum sagittalis* Issler 1929 (Flügelginster-Weide); beide Gesellschaften gelten als stark gefährdet (RENNWALD 2000). Nur kleinflächig vertreten sind das *Polygono vivipari-Genistetum sagittalis* Müller in Oberdorfer 1978 (Knöllchenknöterich-Flügelginster-Borstgrasrasen: gemähte Bestände auf entkalkten Standorten der Schwäbischen Alb) und das *Botrychio lunariae-Polygaletum vulgaris* Preising 1950 (Mondrauten-Kreuzblumen-Borstgrasrasen) in älteren Dünen mit oberflächlicher Entkalkung auf den Ostfriesischen und den niederländischen Westfriesischen Inseln (PETERSEN & POTT 1995, PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Die beiden letztgenannten Gesellschaften gelten als „vom Verschwinden bedroht" (RENNWALD 2000).

Die natürlichen Vorkommen der Arten der Borstgrasrasen liegen u. a. auf Sonderstandorten wie auf Felsbändern und an Moorrändern. Borstgrasrasen frischer bis mäßig trockener Böden unterhalb der subalpinen Stufe stellen in der Regel potentielle Waldstandorte dar; sie entstanden zumeist nach Rodung und Waldweide. Borstgrasrasen sind demnach Elemente der traditionellen bäuerlichen Kulturlandschaft und wurden und werden oft von endemischen Viehrassen beweidet, die nur noch geringe Bestandszahlen aufweisen und so ihrerseits gefährdet sind (z. B. Hinterwälder Rind: Südschwarzwald oder Rotes Höhenvieh: z. B. Rhön); siehe dazu SCHWABE & KRATOCHWIL (1987), BAUSCHMANN (2001), BLE (2017). Die historisch gewachsenen extensiv genutzten Weidelandschaften besitzen auch einen hohen landschaftsästhetischen Wert. Schafbeweidung ist als Nutzung ebenfalls häufiger zu finden, seltener auch Ziegenbeweidung.

Es gibt jedoch auch gemähte Borstgrasrasen, die einen einmaligen Schnitt im Jahr erhalten, der z. B. in der Rhön traditionell im Juli erfolgte und z. T. auch noch mit einer Nachbeweidung mit Schafen oder Ziegen im Spätsommer verbunden war (STANIK & ROSENTHAL 2018). Die Mahd war in manchen Mittelgebirgen zumindest in den letzten 150–200 Jahren aufgrund des hohen Winterfutterbedarfs sogar die dominierende Nutzungsform, z. B. im Osthessischen Bergland, im Harz, im Thüringer Wald oder im Osterzgebirge (PEPPLER 1992, BRUELHEIDE 1995, HACHMÖLLER 2000, WAESCH 2003).

2. Vorkommen von Borstgrasrasen

Größere Vorkommen finden sich noch im Osthessischen Bergland (insbesondere in der Rhön), im Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirge, im Erzgebirge und Vogtland sowie im Schwarzwald. Zudem gibt es Vorkommen im Harz, im Rheinischen Schiefergebirge, auf der Schwäbischen Alb und im Allgäu sowie sehr zerstreut im Norddeutschen Tiefland (z. B. in den altpleistozänen Landschaften wie der Lüneburger Heide); hinzu treten weiter kleinere

regionale Vorkommen (s. die Karten bei SSYMANK et al 1998, PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001 und die neueren Daten bei BFN/BMUB 2013). In den meisten Gebieten ist ein dramatischer Flächenrückgang zu verzeichnen, insbesondere in den letzten 70 Jahren.

3. Bezeichnende Pflanzenarten der Borstgrasrasen (Tab. 1)

Bei den typischen Kräutern sind vielfach Magerkeits- und/oder Lückenzeiger vertreten, die oftmals Arten der Roten Liste Deutschlands darstellen (METZING et al. 2018; in Tab. 1 angegeben mit dem RL-Status). Sie verleihen den kräuterreichen Borstgrasrasen ein blumenbuntes Bild. Bedeutende Heilpflanzen wie Arnika und Blutwurz sowie Gewürzpflanzen wie Arznei-Thymian und Bärwurz sind darunter. Einige der Arten der Borstgrasrasen sind teilweise auf spezifische Mykorrhizierung angewiesen; das gilt z. B. für die *Botrychium*-Arten (Rautenfarne) und die Orchideen-Arten (KADEREIT et al. 2014).

Tabelle 1. Bezeichnende Arten des *Violenion caninae* in Deutschland. Rote Liste (RL) nach METZING et al. (2018), 1: Vom Aussterben bedroht, 2: Stark gefährdet, 3: Gefährdet, 3* Regional stärker gefährdet, vor allem außerhalb der Alpen und einiger Mittelgebirge. V: Vorwarnliste. FFH: Prioritäre Arten von FFH Anhängen II–V (RICHTLINIE 92/43/EWG). Ver: Verantwortlichkeit Deutschlands, !! In besonders hohem Maße verantwortlich, ! In hohem Maße verantwortlich.

Table 1. Characteristic species of *Violenion caninae* in Germany. Red List (RL) after METZING et al. (2018), 1: Critically endangered, 2: Endangered, 3: Vulnerable, 3* Regionally endangered, mainly outside the Alps and some mountain ranges. V: Early warning. FFH: Annex II-V species of the EU Habitats Directive (RICHTLINIE 92/43/EWG). Ver: International responsibility of Germany, !! Responsible in a particular high degree, ! Responsible to a great extent.

RL	FFH	Ver	
			Bezeichnende krautige Arten und Zwergsträucher:
3*	.	.	*Antennaria dioica* (Zweihäusiges Katzenpfötchen)
3*	V	!	*Arnica montana* (Berg-Wohlverleih, Arnika)
3*	.	.	*Botrychium lunaria* (Echte Mondraute)
.	.	.	*Calluna vulgaris* (Besenheide), geringere Deckungen
.	.	.	*Campanula rotundifolia* (Rundblättrige Glockenblume)
3	.	.	*Cuscuta epithymum* (Quendel-Seide)
V	.	.	*Dianthus deltoides* (Heide-Nelke)
3	.	.	*Euphrasia nemorosa* (Hain-Augentrost)
.	.	.	*Euphrasia stricta* (Steifer Augentrost)
.	.	.	*Galium saxatile* (Harzer Labkraut, Sand-Labkraut)
3	.	.	*Hieracium lactucella* (Öhrchen-Habichtskraut)
.	.	.	*Hieracium pilosella* (Mausohr-Habichtskraut)
.	.	.	*Hypericum maculatum* (Kanten-Johanniskraut)
V	.	.	*Lathyrus linifolius* (Berg-Platterbse)
.	.	.	*Pimpinella saxifraga* (Kleine Pimpernelle)
3	.	.	*Polygala serpyllifolia* (Quendel-Kreuzblume)
V	.	.	*Polygala vulgaris* (Gewöhnliche Kreuzblume)
.	.	.	*Potentilla erecta* (Blutwurz)
3*	.	.	*Pseudorchis albida* (= *Leucorchis albida*) (Weißzüngel, Weißzunge)
.	.	.	*Rumex acetosella* (Kleiner Sauerampfer)
3*	.	.	*Scorzonera humilis* (Niedrige Schwarzwurzel), Wechselfeuchte/-frische-Zeiger
.	.	.	*Solidago virgaurea* (Echte Goldrute)
V	.	.	*Succisa pratensis* (Teufelsabbiss), Wechselfeuchte/-frische-Zeiger
3	.	.	*Thesium pyrenaicum* (Wiesen-Leinblatt)
.	.	.	*Thymus pulegioides* (Arznei-Thymian)

RL	FFH	Ver	
.	.	.	*Vaccinium vitis-idaea* (Preiselbeere), geringere Deckungen
.	.	.	*Vaccinium myrtillus* (Heidel-, Blaubeere), geringere Deckungen
.	.	.	*Veronica officinalis* (Echter Ehrenpreis)
V	.	.	*Viola canina* (Hunds-Veilchen)
			regional treten auf:
.	.	.	*Alchemilla monticola* (Bergwiesen-Frauenmantel)
3	.	.	*Alchemilla glaucescens* (Weichhaariger Frauenmantel)
.	.	.	*Alchemilla* div. sp.
.	.	.	*Bistorta vivipara (= Polygonum viviparum)* (Knöllchen-Knöterich), z. B. im *Polygono vivipari-Genistetum sagittalis,* Schwäb. Alb
2	.	!	*Botrychium matricariifolium* (Ästiger Rautenfarn), sehr selten
V	.	.	*Carlina acaulis* (Stängellose Silberdistel)
.	.	.	*Centaurea nigra (*Schwarze Flockenblume)
2	.	.	*Dactylorhiza sambucina* (Holunder-Knabenkraut)
2	.	.	*Euphrasia frigida* (Nordischer Augentrost), sehr selten
V	.	.	*Galium pusillum (= pumilum) (*Heide-Labkraut)
V	.	.	*Genista sagittalis* (Flügel-Ginster)
3			*Gentianella campestris* (Feld-Fransenenzian)
1	II, IV	!!	*Gentianella praecox* subsp. *bohemica* (Böhmischer Fransenenzian)
.	.	.	*Hieracium lachenalii* (Gewöhnliches Habichtskraut)
.	.	.	*Hieracium laevigatum (Glattes Habichtskraut)*
.	.	.	*Hieracium* div. sp., seltene, lokal vorkommende Sippen
3	.	.	*Jasione laevis* (Ausdauernde Sandrapunzel)
V	.	.	*Meum athamanticum* (Bärwurz), höhere Lagen, z. T. Übergang magere Bergwiesen
2	.	.	*Orchis morio* (Kleines Knabenkraut), u. a. in wechselfrischen Borstgrasrasen
V	.	.	*Rhinanthus glacialis* (Begrannter Klappertopf)
2	.	.	*Spiranthes spiralis* (Wendelorchis)
.	.	.	Wärmezeiger z. B. *Euphorbia cyparissias* (Zypressen-Wolfsmilch)
			Hinzu kommen bezeichnende Gräser und Grasartige, z. B.:
.	.	.	*Agrostis capillaris* (Rotes Straußgras)
.	.	.	*Anthoxanthum odoratum* (Gewöhnliches Ruchgras)
V	.	.	*Carex caryophyllea* (Frühlings-Segge)
.	.	.	*Carex pallescens* (Bleich-Segge)
.	.	.	*Carex pilulifera* (Pillen-Segge)
V	.	.	*Danthonia decumbens* (Dreizahn)
.	.	.	*Deschampsia flexuosa* (Draht-Schmiele)
.	.	.	*Festuca filiformis* (Haar-Schwingel)
.	.	.	*Festuca nigrescens* (Horst-Rotschwingel)
.	.	.	*Luzula campestris* agg. (Artengruppe Feld-Hainsimse)
.	.	.	*Luzula multiflora* (Vielblütige Hainsimse)
V	.	.	*Nardus stricta* (Borstgras, Bürstling)
			Moose, z. B.:
.	.	.	*Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum formosum*, *P. juniperinum*, *P. piliferum*, *Rhytidiadelphus squarrosus*

Der Artenreichtum von Borstgrasrasen außerhalb der subalpinen Stufe ist, abhängig von der Nutzung und den Bodeneigenschaften, sehr unterschiedlich ausgebildet. Unter günstigen Bedingungen (basenreiche Böden, extensive Mahd) kann er Werte wie z. B. bei gut ausgebildeten Glatthaferwiesen oder bei manchen Halbtrockenrasen erreichen; bei schlechter Basenversorgung und auch bei intensiver Beweidung sinkt die Artenzahl. Viele der Arten sind jedoch Spezialisten und kommen nur in Borstgrasrasen vor.

Im Bayerischen Wald gibt es u. a. in montanen Borstgrasrasen punktuell noch Bestände mit *Gentianella praecox* subsp. *bohemica* (synonym *Gentianella bohemica*), dem Böhmischen Kranzenzian, einer in Deutschland vom Aussterben bedrohten Sippe mit einem hohen Gefährdungsgrad auch in Österreich und Tschechien (DOLEK et al. 2010, KÖNIGER et al. 2012, METZING et al. 2018). Die Sippe ist daher in zwei FFH-Anhängen als europaweit gefährdet gelistet (s. Tab. 1).

Weitere gefährdete Arten wie *Antennaria dioica* (Zweihäusiges Katzenpfötchen), *Arnica montana* (Arnika) und *Scorzonera humilis* (Niedrige Schwarzwurzel) zeigten sehr starke Rückgänge, vor allem in den letzten Jahrzehnten (Karten in BETTINGER et al. 2013). ZIEVERINK & HACHMÜLLER (2003) weisen für das Ost-Erzgebirge auf die vielfach kleinen und fragmentierten Populationen von Arnika und der Niedrigen Schwarzwurzel hin. *Arnica montana* und *S. humilis* sind zudem nach COLLING et al. (2004) bzw. MAURICE et al. (2012) auf Fremdbestäubung angewiesen. Das Fehlen notwendiger Prozesse, oft verbunden mit Fragmentierung der Vorkommensgebiete, kann (wie bei vielen Arten anderer gefährdeter Pflanzengesellschaften) zu lokalen Aussterbeereignissen und zu genetischer Verarmung führen (YOUNG et al. 1996, HEINKEN 2009).

Verschiedene Autoren haben sich mit den Standortsansprüchen und der Sicherung der Bestände von *A. montana* beschäftigt. KNAPP (1953) wies bereits in der Mitte des vorigen Jahrhunderts auf den Rückgang von Arnika durch die Intensivierung der Landwirtschaft hin. PEGTEL (1994) wies eine Abnahme der Konkurrenzfähigkeit von Arnika durch Stickstoffgaben nach. Lokal wird auch über Gefährdung durch invasive Lupinen (*Lupinus polyphyllus*), die mit Knöllchenbakterien Luft-Stickstoff binden, berichtet (MAIWEG & FRAHM-JAUDES 2008, Hessen). Arnika profitiert zunächst von einer Nutzungsaufgabe und bildet dann besonders große Blätter und viele Blütenstände (SCHWABE 1990a), kann sich aber längerfristig nicht mehr in dem dichten Gras- und Moosfilz über Samen etablieren (s. Kap. 4). Die Individuen der kleinen Populationen haben geringere Samengewichte und eine geringere Zahl an Früchten (KAHMEN & POSCHLOD 2000). Die Populationsgrößen von Arnika nehmen mit zunehmender Nährstoff-Verfügbarkeit ab; dies weist auf Eutrophierung als Hauptgrund für die Verkleinerung von Populationen hin (MAURICE et al. 2012). Die Etablierung von Jungpflanzen ist ein Nadelöhr, da die Sterberaten hoch sind, z. B. durch Schneckenfraß (SCHEIDEL & BRUELHEIDE 2005).

Die auf spezielle Vegetationsstrukturen angewiesene *A. dioica* (Zweihäusiges Katzenpfötchen) ist unterhalb der hochmontanen Stufe stark bedroht. Nur bei lückiger Narbe und Fehlen einer dicken Streuauflage können die dem Boden anliegenden Rosetten viele Blütenstände bilden. Die starke Abnahme in Flügelginster-Weiden zwischen 1977/78 und 1989 im montanen Schwarzwald konnte von SCHWABE (1990b) belegt werden, begleitet von einer Zunahme von Arten des Wirtschaftsgrünlandes, z. T. auch von *Agrostis capillaris* (Rotes Straußgras). Inzwischen (Stand 2018) sind fast alle *Antennaria*-Vorkommen unterhalb der hochmontanen Stufe im Südschwarzwald erloschen (Schwabe n. p.). Ähnliche Entwicklungen wurden von RICHTER & BLACHNIK (2013) im Frankenwald und Vogtland festgestellt; die Autoren weisen auch auf das Problem der in manchen Gebieten unausgewogenen Geschlechterverhältnisse bei der zweihäusigen Art hin. Restpopulationen von *A. dioica* mit überwiegend karpellaten Individuen in Ost- und Norddeutschland zeigten jedoch nach den Untersuchungen von ROSCHE et al. (2018) noch relativ hohe genetische Diversität.

Arnica montana und *Antennaria dioica* stehen stellvertretend für viele der gefährdeten Arten der Borstgrasrasen; beide Pflanzenarten sind auch Arten mit Mykorrhiza (*A. montana*, s. HEIJNE et al. 1994; *A. dioica*, s. VARGA & KYTÖVIITA 2010).

4. Bewirtschaftung und Entwicklung bei spontaner Sukzession

Die Nutzungsform der Borstgrasrasen, d. h. Beweidung oder Mahd, wirkt sich deutlich in Struktur, Artenzusammensetzung und auch im Artenreichtum aus. Beweidetete Flächen sind durch höhere Anteile von giftigen oder bewehrten „Weideunkräutern" (z. B. *Euphorbia cyparissias*: Zypressen-Wolfsmilch, *Carlina acaulis*: Stängellose Silberdistel), Pionierarten (z. B. *Rumex acetosella*: Kleiner Sauerampfer), Zwergsträuchern und Gehölzjungwuchs charakterisiert. Dagegen sind die gemähten Borstgrasrasen durch einige tritt- und verbiss-empfindliche Arten differenziert, die auch z. B. in Bergwiesen vorkommen (u. a. *Crepis mollis*: Weicher Pippau, *Phyteuma spicatum*: Ährige Teufelskralle, *Sanguisorba officinalis*: Großer Wiesenknopf). Bei vergleichbarer Basenversorgung sind gemähte Borstgrasrasen in der Regel artenreicher als beweidete Ausbildungen (PEPPLER 1992, PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001).

Bei beweideten Borstgrasrasen, die in ihrer spezifischen floristischen Struktur erhalten werden sollen, muss die Besatzdichte deutlich unter 1 Großvieheinheit/ha liegen und darf nicht als Umtriebsweide mit zeitweise höherer Besatzdichte erfolgen. Günstig sind Besatzdichten um 0,5 GVE/ ha über die gesamte Weideperiode. Das führt zum selektiven Verbiss der „beliebten" Pflanzenarten und zur Anreicherung „unbeliebter" Arten, da bewehrte Arten oder wenig schmackhafte (s. o.) gemieden werden. Gerade Rinderbeweidung fördert durch den Tritt z. B. die Rosettenbildung bei Arnika (SCHWABE 1990a). Versuche mit Ziegenbeweidung waren erfolgreich bezüglich der Gehölz-Zurückdrängung, nicht jedoch im Hinblick auf die Förderung bedrohter Arten wie Arnika (Beispiel Flügelginster-Weiden im montanen Schwarzwald, Beweidung mit Burenziegen, SCHWABE 1997). „Das Rindvieh rühret den Wohlverleih nicht an; die Ziegen fressen ihn umso begieriger" (zitiert aus „Flora fuldensis…" 1784, nach MAIWEG & FRAHM-JAUDES 2008).

Im Schwarzwald gibt es teilweise noch Tagesgänge der Herden von Hinterwälder Rindern zu den höher gelegenen Allmendweiden (dem sog. wilden, unparzellierten Feld). Dies ist ein Modell für die traditionelle Form der Beweidung von Allmenden in Deutschland, die sonst nicht mehr erhalten ist.

Bei gemähten Borstgrasrasen sollte die Mahd aus tierökologischen Gründen als Staffelmahd erfolgen, um z. B. Nektar- und Pollenquellen für blütenbesuchende Insekten über die gesamte Vegetationsperiode bereitzustellen. Um einen ausreichenden Nährstoffentzug sicherzustellen und eutrophierenden Auswirkungen von Stickstoffdepositionen vorzubeugen, sollte die Mahd nicht zu spät (vor Mitte August) erfolgen (PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017).

Wenn die Bewirtschaftung ausbleibt, folgt eine spontane Sukzession, die aber auch lange Stadien einer „Vergrasung" („grass encroachment" nach KOOIJMAN & VAN DER MEULEN 1996) z. B. mit *Deschampsia flexuosa* (Draht-Schmiele) oder/und *Agrostis capillaris* (Rotes Straußgras) bzw. „Verheidung" mit *Calluna vulgaris* (Heidekraut) und/oder *Vaccinium myrtillus* (Heidel-, Blaubeere) durchlaufen kann, begleitet von stetiger Verarmung an Arten. Eine weltweite Meta-Studie zeigte, dass die besondere Bedeutung der Beweidung gerade in der Reduktion der Deckung von dominanten Arten liegt (KOERNER et al. 2018); bei unbeweideten Flächen zeigt sich eine starke Lichtlimitierung am Boden (BORER et al. 2014).

Untersuchungen in gezäunten Brachflächen ohne Wildeinfluss belegten z. B. den vollständigen Verlust von Arnika innerhalb von 15 Jahren, von Flügelginster innerhalb von 10–15 Jahren, verbunden mit dramatischem Rückgang von Artenzahlen um 50 % und mehr (aufgelassenes Weidfeld im „Bannwald Flüh", Südschwarzwald, SCHWABE & KRATOCHWIL (2015).

Abb. 1. Detailaufnahmen von Borstgrasrasen im Tiefland und in montanen Gebieten (*Violenion caninae*). **a)** *Polygalo-Nardetum* (Kreuzblumen-Borstgrasrasen) im nordostdeutschen Tiefland (Peenemünder Haken), mit u. a. *Nardus stricta* (Borstgras) und *Succisa pratensis* (Teufelsabbiss) (Foto: C. Berg, August 2000); **b)** *Polygalo-Nardetum* (Kreuzblumen-Borstgrasrasen) im Weser-Leine-Bergland (Ith) mit den blauen Blüten von *Polygala vulgaris* (Gewöhnliche Kreuzblume) und den gelben Tupfern von *Potentilla erecta* (Blutwurz) (Foto: H. Dierschke, Juni 1997); **c)** einer der seltenen und heute zumeist nur noch historischen *Arnica montana* (Arnika)-Aspekte im Altpleistozän Nordwestdeutschlands (Holtum) (Foto: H. Dierschke, Juni 1963); **d)** farbenprächtiger Aspekt des *Festuco-Genistelletum sagittalis* (Flügelginster-Weide) im höheren Mittleren Schwarzwald mit *Genista sagittalis* (Flügel-Ginster), *Arnica* und der Orchideen-Art *Pseudorchis albida* (Weißzüngel) (Foto: A. Schwabe, Juli 1978).

Fig. 1. Close views of mat-grass swards in the lowlands and the montane areas (*Violenion caninae*). **a)** *Polygalo-Nardetum* in the northeastern lowlands (Peenemünder Haken), with, e.g., *Nardus stricta* (Mat-grass) and *Succisa pratensis* (Devil's-bit Scabious) (Photo: C. Berg, August 2000); **b)** *Polygalo-Nardetum* in the 'Weser-Leine area' (Ith) with the blue flowers of *Polygala vulgaris* (Common Milkwort) and yellow dots of *Potentilla erecta* (Tormentil) (Photo: H. Dierschke, June 1997); **c)** one of the rare and today mostly historical aspects of *Arnica montana* (Arnica) in the old-pleistocene landscape of northwestern Germany (Holtum) (Photo: H. Dierschke, June 1963); **d)** species-rich aspect of the *Festuco-Genistelletum sagittalis* in the montane zone of the Middle Black Forest with *Genista sagittalis* (Winged Broom), *Arnica* (Arnica) and *Pseudorchis albida* (Small-white Orchid) (Photo: A. Schwabe, July 1978).

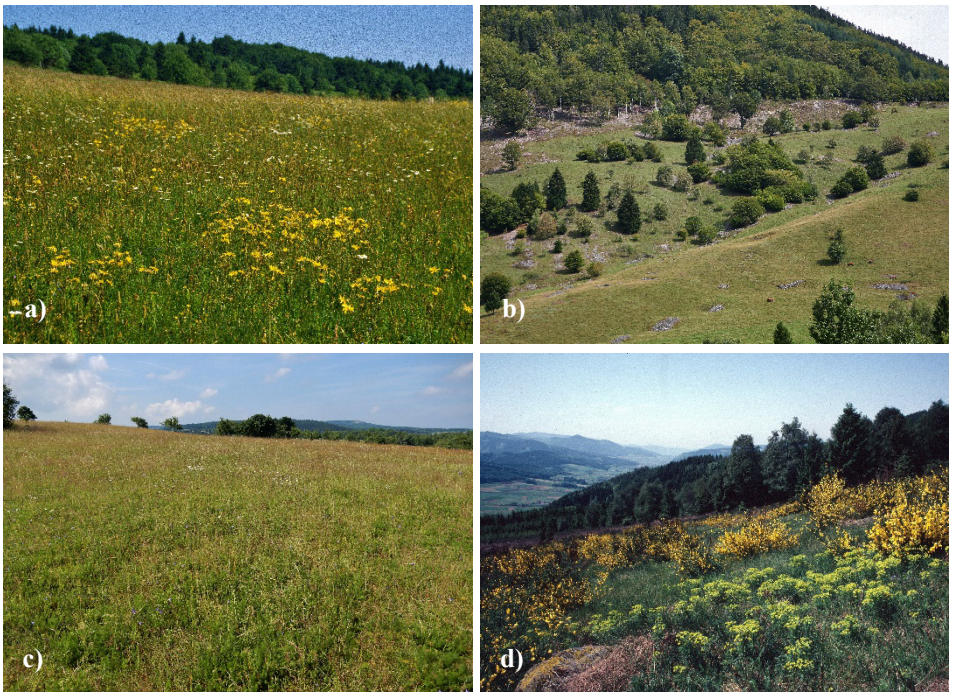

Abb. 2. Aspekte von Kulturlandschaften, die durch Borstgrasrasen geprägt werden. **a)** Borstgrasrasen-Landschaft mit blühender *Arnica montana* (Arnika) im Gebiet Meißner (Osthessen) (Foto: H. Dierschke, Juni 2000); **b)** *Festuco-Genistelletum* (Flügelginster-Weide)-Vegetationkomplex (beweidet von Hinterwälder Rindern) im Südlichen Schwarzwald mit vielfältigem Strukturmosaik z. B. von Pioniervegetation, Borstgrasrasen, Staudensäumen, Gebüschen und Solitärbäumen (Foto: A. Kratochwil, September 2011); **c)** Apekt aus dem östlichen Erzgebirge (Geisingberg, Heidehübel), charakterisiert durch Borstgrasrasen und magere Bergwiesen, beide mit *Meum athamanticum* (Bärwurz) (Foto: S. Dittrich, Juni 2018); **d)** *Polygalo-Nardetum* - *Cytisus scoparius* (Besenginster) Vegetationskomplex (noch beweidet) auf einem früheren Reutfeld (mit ehemals Rotation: Weidenutzung > 10 Jahre, Brand zur Düngung und wenigen Jahren Feldbau) im niedrigen Mittleren Schwarzwald (vorn die thermophytische Art *Euphorbia cyparissias,* Zypressen-Wolfsmilch) (Foto: A. Schwabe, Mai 1978).

Fig. 2. Aspects of the cultural landscape which is characterized by mat-grass swards. **a)** Landscape with flowering *Arnica* in the Meißner area (eastern Hesse) (Photo: H. Dierschke, June 2000); **b)** *Festuco-Genistelletum* vegetation complex (grazed by "Hinterwälder") in the Southern Black Forest with diverse structural components, e.g., pioneer vegetation, mat-grass swards, fringe communities, shrubs and solitary trees (Photo: A. Kratochwil, September 2011); **c)** aspect from the eastern part of the 'Erzgebirge' (Geisingberg, Heidehübel), characterized by mat-grass swards and mountain meadows with nutrient-poor conditions, both with *Meum athamanticum* (Spignel) (Photo: S. Dittrich, June 2018); **d)** *Polygalo-Nardetum* - *Cytisus scoparius* (Broom) vegetation complex (still grazed) on a former 'Reutfeld' (rotational system in the past: grazing > 10 years, burning to fertilize the site and afterwards for some years crops) in the lower Middle Black Forest (in front the thermophytic species *Euphorbia cyparissias*, Cypress Spurge) (Photo: A. Schwabe, May 1978).

Solche dramatischen Artenverluste wurden auch bei ungezäunten Flächen im Südschwarzwald von SCHREIBER et al. (2009) festgestellt. Dieser Artenschwund ging mit einer Zunahme von Zwergsträuchern einher.

In Gebieten mit schnellwüchsigen Gehölzen wie dem Besenginster *Cytisus scoparius* (s. z. B. BECKER et al. 2012, Ahrtal) kommt es zur flächigen Dominanz, zum Verlust bezeichnender Arten und zu Artenrückgängen innerhalb weniger Jahre. Auch bei einer Ausbreitung von *Pteridium aquilinum*, dem Adlerfarn, können Monodominanz-Bestände entstehen. Die letzten Komplexe von Weidfeldern mit Besenginster-Gebüschen und Borstgrasrasen (*Polygalo-Nardetum*) auf ehemaligen Reutfeldern im Mittleren Schwarzwald sind u. a. durch den – ohne Naturschutzförderung nicht zu leistenden – hohen Pflegeaufwand vom Aussterben bedroht (SCHWABE-BRAUN 1980); einige Schutzgebiete konnten jedoch gesichert werden.

Auch die Bracheentwicklung in gemähten Borstgrasrasen der montanen Stufe ist häufig zunächst geprägt durch Dominanzbildung von Arten wie *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Meum athamanticum* (Bärwurz) oder *Holcus mollis* (Weiches Honiggras), ehe dann auch hier eine Gehölzsukzession (z. B. durch *Betula pendula*: Hänge-Birke und/oder *Populus tremula*: Zitter-Pappel) einsetzt (ARENS & NEFF 1997, HACHMÖLLER 2000, PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001, DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 2009).

5. Pflanzensoziologische Untersuchungen in Borstgrasrasen und ihrem Vegetationsmosaik

Wie bei den Glatthaferwiesen (TISCHEW et al. 2018), wurden auch im Falle der planar-montanen Borstgrasrasen die floristischen und standörtlichen Differenzierungen von Mitgliedern der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft und anderen Autoren in verschiedenen Gebieten genauer synsystematisch und ökologisch untersucht und beschrieben. Wir stellen hier einige Publikationen zusammen, die bei den regionalen Arbeiten als wichtige Beispiele verstanden werden sollten. Wenn gefährdete Einzelarten eine wichtige Rolle spielen, wird dies in der Übersicht aufgeführt.

Bei der Gesellschaftsgliederung des *Polygalo-Nardetum* sowie des *Festuco-Genistelletum sagittalis* wurden jeweils Untertypen beschrieben, die sich im Basen- oder Wasserhaushalt unterscheiden. Des Weiteren gibt es Untertypen, die einen Dünger-Einfluss anzeigen. Letzteres ist z. B. beim *Festuco-Genistelletum trifolietosum* der Fall, das Arten des Wirtschaftsgrünlandes enthält. Inzwischen ist dies die häufigste Ausprägung der Gesellschaft im Schwarzwald. PEPPLER (1992) gliedert das *Polygalo-Nardetum* nach Basen-, Feuchte-, Nutzungs-, Höhen- und Ozeanitätstypen.

Montane Borstgrasrasen sind in einigen Gebieten noch landschaftsprägend, so z. B. teilweise im Süd- und Mittleren Schwarzwald und in der Rhön. Verbunden mit den Borstgrasrasen (hier: Flügelginster-Weiden) sind im Südschwarzwald z. B. durch Verbiss geformte Weidbuchen und ein vielfältiges Vegetationsmosaik mit Steingrus-Vegetation, Pionierfluren, Zwergstrauch-Dominanzbeständen, Gebüschen und teilweise auch kleinen Niedermooren in Senken. Insgesamt kann ein solcher Vegetationskomplex auf 2–4 ha um die 20 verschiedene Pflanzengesellschaften beherbergen (SCHWABE-BRAUN 1980). Die Weidbuchen verdanken dem Verbiss der Rinder ihre knorrige Gestalt, so dass hier Hudelandschaften geformt werden (SCHWABE & KRATOCHWIL 1987); Weidbuchen werden in anderen Gebieten auch als Hudebuchen bezeichnet (POTT 1985). Selten finden sich auch heute noch Wacholderbüsche

Übersichten: ganz Deutschland PEPPLER-LISBACH & PETERSEN (2001) und Kurzübersicht z. B. in POTT (1995) und ELLENBERG & LEUSCHNER (2010); **NW-Deutschland** von PREISING (1950); **W- und S-Deutschland** PEPPLER (1992); **S Deutschland** PREISING (1953) und OBERDORFER (1978); **Teile von Ostdeutschland**: HUNDT (1964). **Regionale Arbeiten: Schleswig-Holstein**: RAABE & SAXEN: *Arnica montana* (1955), s. auch PEPPLER (1992); **Ems-, Wesergebiet:** TÜXEN (1974), POTT & HÜPPE (1991), s. auch PEPPLER (1992); **Mecklenburg-Vorpommern:** BERG (2004); **Harz:** HUNDT (1964), DIERSCHKE & VOGEL (1981), VOGEL (1981), BRUELHEIDE (1995), DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH (2009), s. auch PEPPLER (1992); **Ith:** BECKER & BECKER (2010); **Eifel:** SCHWICKERATH (1944), KLAPP (1951), SCHUMACHER (2013) , s. auch PEPPLER (1992); **Rothaargebirge:** VIGANO (1997); **Sauerland, Siegerland:** POTT (1985), s. auch PEPPLER (1992); **Rheinland-Pfalz:** MANZ (1990), s. auch PEPPLER (1992); **Saarland**: BETTINGER (1996); **Lahn-Dill-Kreis:** BERGMEIER (1987), NOWAK (1991), BECKER et al. (2012), s. auch PEPPLER (1992); **Kaufunger Wald, Fulda-Werra-Meißner-Gebiet, NO Hessen**: GLAVAC & RAUS (1982), CALLAUCH (1986), PEPPLER (1987), SCHMIDT & BECKER (2000), PEPPLER-LISBACH & VAN ELSEN (2002), SCHMIDT et al. (2006); **Rhön, Vogelsberg:** KLAPP (1951), SPEIDEL (1972), ULLMANN & FÖRST (1982), WEDRA (1990), HUNDT (1998), s. auch PEPPLER (1992); **Thüringer Mittelgebirge:** KLAPP (1951), HUNDT (1964), VON BORSTEL (1974), WAESCH (2003, 2006), ENDREß & KAPPLER (2018); **Erzgebirge:** KREHER (1959), HUNDT (1964), HACHMÖLLER (2000), HACHMÖLLER et al. (2009), HÄNEL & HACHMÖLLER (2003); **Schwarzwald:** BARTSCH & BARTSCH 1940, SCHWABE-BRAUN (1980), HOBOHM & SCHWABE (1985), SCHWABE & KRATOCHWIL: *Scorzonera humilis* (1986), SCHUHWERK (1988), SCHWABE: *Arnica montana* (1990a), *Antennaria dioica* (1990b), NOWAK & SCHULZ (2002), s. auch PEPPLER (1992); **Schwäbische Alb:** KUHN (1937), s. auch PEPPLER 1992; **Frankenwald, Fichtelgebirge:** REIF et al. (1989b), s. auch PEPPLER (1992); **Bayerischer Wald:** KLAPP (1951), ZIELONKOWSKI (1973), PETERMANN & SEIBERT (1979), HOFMANN (1985), REIF et al. (1989a), WALENTOWSKI & OBERMEIER: *Dactylorhiza sambucina* (1992), WINDMAIßER (2016); **Allgäu:** SPATZ (1970), s. auch PEPPLER (1992).

(*Juniperus communis*) in Borstgrasrasen-Komplexen, z. B. im Emsland, Lahn-Dill-Kreis und im Südschwarzwald. In montanen Wiesengebieten, wie z. B. im Osthessischen Bergland oder im Harz, kommen Borstgrasrasen oft in einem charakteristischen Vegetationskomplex mit Bergwiesen (*Polygono-Trisetion*), montanen Feuchtwiesen (*Calthion*) und Kleinseggenrieden (*Caricion fucae*, *Caricion davallianae*) vor (PEPPLER 1992). Diese Vegetationsmosaike weisen auch eine Reihe gefährdeter Tierarten auf. Die bestäubende Blütenbesucher-Fauna ist reich und kann sich hier – ausreichende Größe der Flächen und Pufferzonen vorausgesetzt – weitgehend frei von Agrochemikalien entwickeln. Es sind verschiedene Mikro- und Mesoklima-Bedingungen in den Vegetationsmosaiken vorhanden (wichtig z. B. für Tagfalter) und auch Nistmöglichkeiten für Boden-, Stängel- und Holz-nistende Wildbienen-Arten. Typische Tagfalter, die auch z. T. eine Vernetzung mit den Pflanzen der Borstgrasrasen über ihre Raupen-Fraßpflanzen zeigen, sind z. B. *Callophrys rubi* (Grüner Zipfelfalter; Fraßpflanze der Raupe: u.a. Flügelginster), *Coenonympha pamphilus* (Kleines Wiesenvögelchen; Fraßpflanze der Raupe: diverse Gräser), *Lycaena hippothoe* (Lilagold-Feuerfalter; Fraßpflanze der Raupe: Ampfer), *Lycaena virgaureae* (Dukaten-Feuerfalter; Fraßpflanze der Raupe: Kleiner Sauerampfer), *Pseudophilotes baton* (Graublauer Bläuling; Fraßpflanze der Raupe: Arznei-Thymian); s. dazu EBERT & RENNWALD (1991). Die Kenntnisse zur Wildbienen-Fauna von Borstgrasrasen sind lückenhaft; genannt seien folgende Arten, die als Blütenbesucher und größtenteils Bestäuber auftreten, aber (mit Ausnahme der *Calluna*-Spezialisten und von *Panurgus*: oligolektisch auf gelbblühenden Vertretern der *Cichorioideae*,

Abb. 3. Wildbienen- und Schmetterlings-Arten in *Violenion caninae*-Vegetationskomplexen. **a)** Die polylektische Wildbienen-Art *Lasioglossum albipes* (Weißbeinige Schmalbiene) beim Blütenbesuch von *Scorzonera humilis* (Niedrige Schwarzwurzel) in einem *Polygalo-Nardetum* (Kreuzblumen-Borstgrasrasen) in der montanen Zone des Mittleren Schwarzwaldes (Foto: A. Kratochwil, Juni 1984); **b)** die polylektische Wildbienen-Art *Lasioglossum calceatum* (Gewöhnliche Schmalbiene) beim Blütenbesuch von *Solidago virgaurea* (Echte Goldrute), einer typischen Pflanzenart in Borstgrasrasen-Komplexen: in Säumen, aber auch im offenen Grasland; die Pflanze ist ein spät blühender Pollen- und Nektarspender (Foto: A. Kratochwil, September 1982); **c)** der Falter *Coenonympha pamphilus* (Kleines Wiesenvögelchen) kommt noch häufiger im offenen Grasland vor, hier in einem *Polygalo-Nardetum* (Kreuzblumen-Borstgrasrasen) im Mittleren Schwarzwald, sitzend auf *Campanula rotundifolia* (Rundblättrige Glockenblume) (Foto: A. Kratochwil, Juli 1979); **d)** der stark gefährdete Falter *Pseudophilotes baton* (Graublauer Bläuling, Westlicher Quendel-Bläuling) ist charakteristisch in den Flügelginster-Weiden im westlichen Südschwarzwald auf sommerwarmem Standort und kommt selten auch an anderen süddeutschen Offenland-Standorten vor (Foto: A. Schwabe, Juli 2008).

Fig. 3. Wild-bee and butterfly species in *Violenion caninae* vegetation complexes. **a)** The polylectic wild-bee species *Lasioglossum albipes*, visiting the inflorescences of *Scorzonera humilis* (Viper's-grass) in a *Polygalo-Nardetum* site in the montane zone of the Middle Black Forest (Photo: A. Kratochwil, June 1984); **b)** the polylectic wild-bee species *Lasioglossum calceatum*, visiting the inflorescences of *Solidago virgaurea* (Goldenrod), a typical plant species in *Violenion caninae* vegetation complexes: in fringes, but also in open grassland, providing flower-visiting insects in summer and autumn with nectar and pollen (Photo: A. Kratochwil, September 1982); **c)** *Coenonympha pamphilus* (Small Heath Butterfly) still frequently occurs in open grassland, here in a *Polygalo-Nardetum* site with *Campanula rotundifolia* (Harebell) in the Middle Black Forest (Photo: A. Kratochwil, July 1979); **d)** the endangered *Pseudophilotes baton* (Western Baton Blue) is characteristic in the *Festuco-Genistelletum* of the western Southern Black Forest, especially in sites which are warm in summer, the species seldom occurs also in other open grassland sites in Southern Germany (Photo: A. Schwabe, July 2008).

z. B. *Hieracium pilosella*) polylektisch und nicht spezialisiert sind: *Bombus humilis* (Veränderliche Hummel), *Bombus lapidarius* (Steinhummel), *Bombus lucorum* (Helle Erdhummel), *Lasioglossum*-Arten wie *L. albipes* (Weißbeinige Schmalbiene) und *L. calceatum* (Gewöhnliche Schmalbiene), *Panurgus calcaratus* (Stumpfzähnige Zottelbiene), in Stadien mit *Calluna* (Heidekraut): *Andrena fuscipes* (Heidekraut-Herbstsandbiene), *Colletes succinctus* (Heidekraut-Seidenbiene); s. SCHEUCHL & WILLNER (2016).

Im Südschwarzwald gab es vor 1990 in gut ausgebildeten Vegetationskomplexen der Flügelginster-Borstgrasrasen eine Population der Zippammer (*Emberiza cia*) von etwa 20 Paaren (SCHWABE & MANN 1990), die sich leider inzwischen stark verkleinert hat, obwohl die meisten Gebiete streng geschützt sind und naturschutzfachlich adäquat bewirtschaftet wurden. In diesen sommerwarmen Gebieten kommt auch z. B. *Ascalaphus libelluloides* (Schmetterlingshaft, ein Netzflügler) vor.

Hinweise zu anderen Vogelarten, Reptilien und anderen Wirbellosen geben z. B. SSYMANK et al. (1998: 253).

6. Naturschutz-Aspekte

6.1 Rückgang und Veränderungen

In einer Periode der Melioration von Borstgrasrasen zur Vereinfachung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und zur Ertragssteigerung vor allem seit dem Ende des 2. Weltkrieges hat in starkem Maße eine Umwandlung in Fettweiden (*Cynosuro-Lolietum* Br.-Bl. et De Leeuw 1956) stattgefunden. Das Konzept wird z. B. von KLAPP (1951) aus landwirtschaftlicher Sicht beschrieben. Feldversuche haben gezeigt, wie durch verschiedenste Düngerformen die Artenstruktur der Borstgrasrasen komplett zerstört werden kann und in der Folge eine Entwicklung zu ertragreichem Wirtschaftsgrünland stattfindet (z. B. auf dem Versuchsgut Rengen, 475 m ü. NHN, Eifel, CHYTRÝ et al. 2009).

Vergleichende Untersuchungen über längere Zeiträume dokumentierten vielfach ein vollkommenes Verschwinden, zumindest aber einen starken Rückgang von Borstgrasrasen und Fragmentierungen vor allem durch Nutzungsaufgabe und Aufforstung sowie Umwandlung in nährstoffreiche Ausbildungen (z. B. SCHWABE-BRAUN 1980, HOBOHM & SCHWABE 1985, KERSTING & LUDEMANN 1991 und SCHWABE 1991 aus dem Schwarzwald und STANIK & ROSENTHAL 2018 aus der Rhön).

Dass die Sicherung und Pflege der Flächen allein nicht immer zu einer Erhaltung der Borstgrasrasen mit ihrer spezifischen Artenstruktur führen muss, zeigt eine Studie von PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017). Die Autoren konnten pflanzensoziologische Aufnahmen in den Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes nach 25 Jahren auf „Quasi-Dauerflächen“ wiederholen. Obwohl erfreulicherweise nach 25 Jahren fast alle Flächen im Prinzip noch Borstgrasrasen waren, zeigten die Untersuchungsergebnisse einen generellen Trend zur Eutrophierung: ein vernetztes Gefüge u. a. zwischen Eutrophierung durch Stickstoff-Depositionen und Unternutzung ließ sich feststellen. Arten des Wirtschaftsgrünlandes nahmen zu (ebenso die pH-Werte) und Kennarten der Borstgrasrasen teilweise dramatisch ab. Arten, die typischerweise von geringem Nutzungsdruck profitieren, beispielsweise *Agrostis capillaris* (Rotes Straußgras) oder die Moosart *Rhytidiadelphus squarrosus,* zeigten eine Zunahme. Entsprechende Änderungen ließen sich in der Rhön nachweisen (PEPPLER-LISBACH et al. 2019). Ähnliche Vergleiche im gesamten Südschwarzwald wiesen bisher auf entsprechende Tendenzen (Schwabe n. p.). Neben Veränderungen der Bewirtschaftung

werden auch (z. B. von GAUDNIK et al. 2011) die Bedeutung atmogener Schadstoffe wie z. B. die Stickstoff-Deposition und Klimafaktoren angeführt, z. B. eine Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur und eine Abnahme der Wasserverfügbarkeit. Mehrere breit angelegte Studien in Europa von STEVENS et al. (2004), DUPRÈ et al. (2010), STEVENS et al. (2010) und PANNEK et al. (2015) belegen die hochgradig negativen Effekte kumulativer atmosphärischer Stickstoff-Deposition auf den Artenreichtum in Borstgrasrasen. Neuere Studien aus Großbritannien und Deutschland legen darüber hinaus die Vermutung nahe, dass der seit den 1990er Jahren stattfindende Rückgang der bodenversauernden atmosphärischen SO_2-Depositionen zu einer Erholung der pH-Werte in den Böden führte und damit zu einer Eutrophierung von Borstgrasrasen beiträgt (PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ 2007, MITCHELL et al. 2018, PEPPLER-LISBACH et al. 2019).

6.2 Gefährdungs- und Schutzstatus, Projekte

Neben dem nationalen Status als geschützter Biotoptyp im § 30 BNatSchG wurden artenreiche planar-montane Borstgrasrasen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Netzwerk Natura 2000 zusammen mit den bodenfeuchten Borstgrasrasen des *Juncenion squarrosi* als prioritär zu schützender Lebensraum Code 6230 ausgewiesen (RICHTLINIE 92/43/EWG).Verarmte Ausbildungen, z. B. an Waldwegen oder an gestörten Stellen und artenarme Sukzessionsstadien entsprechen in der Regel nicht diesem Typ (SSYMANK et al. 1998). Die höher gelegenen Borstgrasrasen stellen ebenfalls gefährdete Lebensräume dar (Code 6150). In einigen Schutzgebieten sind beide Habitattypen noch großflächig vertreten (z. B. Biosphärengebiet Schwarzwald). Auch im Biosphärenreservat Rhön bilden sie den Kern der gewachsenen traditionellen Kulturlandschaft.

In der „Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands“ gelten die bewirtschafteten Typen von Borstgrasrasen mit dem FFH Code 6230 (planar bis montan) als „akut von vollständiger Vernichtung bedroht“ (FINCK et al. 2017).

In der „Roten Liste der Pflanzengesellschaften“ (RENNWALD 2000) werden diese Gesellschaften – je nach Typ, s. u. – mit den Gefährdungskategorien 1 oder 2 eingestuft (1: vom Verschwinden bedroht, 2 stark gefährdet).

Europaweit gelten Borstgrasrasen (‘Lowland to montane, dry to mesic grassland usually dominated by *Nardus stricta*’) als ‘Vulnerable’ – Gefährdet (JANSSEN et al. 2016).

In verschiedensten Ansätzen sind in ganz Deutschland Initiativen ergriffen worden, um Projekte zum Schutz von Borstgrasrasen bzw. zur Flächenerweiterung durchzuführen. Genannt seien die LIFE-Projekte „Allianz für Borstgrasrasen“ in der Eifel und im grenzüberschreitenden Gebiet Saarland/ Rheinland-Pfalz/ Belgien/ Luxemburg: „Erhaltung und Regeneration von Borstgrasrasen Mitteleuropas" (s. z. B. MEISBERGER 2012). Naturschutzgroßprojekte, z .B. im Schwarzwald: „Feldberg - Belchen - Oberes Wiesental“, im Erzgebirge: "Bergwiesen im Osterzgebirge" und im Gebiet Vogelsberg sowie eine Vielzahl anderer Projekte (z. B. Arnika*Hessen*) verfolgten in der Vergangenheit und auch aktuell ebenfalls den Schutz und die Entwicklung von Borstgrasrasen. Das Schwarzwald-Projekt legte die Grundlage für das Biosphärengebiet. Generell können Borstgrasrasen der planar-montanen Stufe heute nur noch mit Mitteln des Vertragsnaturschutzes oder aus Agrar-Umwelt-Maßnahmen erhalten werden.

6.3 Möglichkeiten der Wiederherstellung (Restitution)

Borstgrasrasen sind nur schwer restituierbar (HUNDT 2001, FINCK et al. 2017). Dies trifft vor allem zu, wenn eine Umwandlung in Intensivgrünland erfolgte. Die hohen Nährstoffniveaus stellen ein großes Problem dar; so wird die Reduktion von N- und P-Gehalten als Voraussetzung für eine erfolgreiche Rückführung Nährstoff-angereicherter Grasländer in ihren ehemaligen Zustand angesehen (CEULEMANS et al. 2013). Böden mit hohen Phosphatwerten lassen sich selbst über Jahrzehnte kaum ausmagern; ein Ausmagerungsprozess kann allerdings durch 2–3malige Mahd im Jahr beschleunigt werden (SCHELFHOUT et al. 2017). Eine Restitution von Borstgrasrasen gelang bei einem Versuch in den Niederlanden trotz einmaliger Mahd pro Jahr auch in 25 Jahren kaum (BAKKER et al. 2009). Auch ein Oberbodenabtrag ist bei den oft steinigen Substraten viel schwieriger als bei Heide-Ökosystemen auf sandigem Substrat (HÄRDTLE et al. 2009).

Im Šumava National Park (Tschechien) zeigten sich bei Wiederbeweidung artenarmer Borstgrasrasen keine für den Naturschutz günstigen Effekte, obwohl *Violenion caninae*-Rasen im Gebiet vorhanden waren. Diasporenvorrat im Boden und Transfer von Diasporen über den Dung waren sehr begrenzt (MATĚJKOVÁ et al. 2003).

Die Diasporenbank enthält in der Regel nur allgemein verbreitete Arten der Borstgrasrasen, z. B. *Potentilla erecta* (Blutwurz), *Galium saxatile* (Harzer Labkraut) und *Campanula rotundifolia* (Rundblättrige Glockenblume); siehe dazu WAESCH (2006) nach Untersuchungen im Thüringer Wald. Seltene Arten fehlen in der Regel in der Samenbank der Borstgrasrasen (s. THOMPSON et al. 1997).

Wenn noch ein typisches Arteninventar da ist, kann eine Restitution durch erneute Bewirtschaftung erfolgreich verlaufen. DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH (2009) konnten im Harz sehr gute Erfolge bei der Wiederaufnahme einer jährlichen Mahd von Borstgrasrasen verzeichnen. Der Mahdtermin lag im Hochsommer; das Mahdgut wurde abgefahren. Größere Mahd-Intervalle sind ebenso wie das Mulchen ungünstig, da sie den notwenigen Nährstoffentzug vermindern). Hier bestand eine funktionierende Kooperation mit der Landwirtschaft (DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 2009). Auch im Osterzgebirge (Geisingberg) wurden ehemalige Brachflächen durch Entbuschung und Wiederaufnahme der Mahd innerhalb von ca. 10 Jahren in artenreiche Kreuzblumen-Borstgrasrasen zurück verwandelt (HACHMÖLLER et al 2009).

In der Eifel konnten Flächen durch Beseitigung von Nadelholz-Anpflanzungen sowie Entfilzungen/Entbuschungen mit anschließender Mahd oder Beweidung wieder zu artenreichen Borstgrasrasen entwickelt werden, verbunden mit einer Zunahme z. B. von Arnika. Die Erfolge werden auch auf eine funktionierende Integration von Naturschutz und Landwirtschaft in dieser Region zurückgeführt (SCHUMACHER et al. 1994, 2013, SCHUMACHER 2013).

Eine Wiederansiedlung einzelner Arten der Borstgrasrasen ist in der Regel schwierig, insbesondere bei manchen gefährdeten Arten, die vielfach auf eine Mykorrhizierung angewiesen sind. Es seien wenige Beispiele genannt: Wiederansiedlungen von *Arnica montana* in der Lausitz erbrachten Erfolge, jedoch ist die Sommertrockenheit limitierend (RICHTER 2014). In Bayern gab es erfolgreiche Ansätze auch mit ex-situ-Erhaltungskulturen von Arnika (BLACHNIK & SALLER 2015, BLACHNIK & ZEHM 2017), ebenso z. B. in Hessen und Niedersachsen (STANIK et al. 2018). Auch die Wiederausbringung von *Gentianella praecox* subsp. *bohemica* wird mit hohem Aufwand durchgeführt (DOLEK et al. 2010). Mit der allgemeinen Problematik der Wiederansiedlung von ausgewählten Arten beschäftigen sich zusammenfassend für Deutschland DIEKMANN et al. (2015).

7. Ausblick

Aus dem Schutzwert der planar-montanen Borstgrasrasen und den Schwierigkeiten der Restitution ergibt sich, dass jeder heute noch bestehende artenreiche Borstgrasrasen strengen Schutz verdient. Dieser Schutz ist immer mit einer extensiven Nutzung verbunden. Die Weidenutzung mit Rindern fördert zugleich eine Bewahrung seltener Rassen wie Hinterwälder Rind und Rotes Höhenvieh und die Möglichkeit ihrer Zertifizierung und Vermarktung als regionalspezifische Produkte. Insbesondere vor dem Hintergrund der atmogenen Einträge von Stickstoff muss mit der Bewirtschaftung auch eine Entnahme der Phytomasse erfolgen. Borstgrasrasen-Landschaften haben aufgrund ihrer Ästhetik auch große Bedeutung für die Naherholung und den Tourismus, beispielsweise im Mittleren und Süd-Schwarzwald, in der Rhön und in der Eifel. Für die Rhön beschreiben STANIK & ROSENTHAL (2018) beispielhaft diesen Wertewandel von der „Borstgraswüste" zum „Rhöner Schatz". Es besteht eine große Verantwortung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt der Borstgrasrasen; dies lässt sich kaum monetär bewerten.

Literatur

ARENS, R. & NEFF, R. (1997): Versuche zur Erhaltung von Extensivgrünland. – Angew. Landschaftsökol. 13: 1–176.

BAKKER, J.P., ELZINGA, J.A. & DE VRIES, Y. (2009): Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. – Appl. Veg. Sci. 5: 107–120.

BARTSCH, J. & BARTSCH, M. (1940): Vegetationskunde des Schwarzwaldes. – Pflanzensoziologie 4: 1–229. G. Fischer, Jena.

BAUSCHMANN, G. (2001): Das Rote Höhenvieh – Zuchtgeschichte, aktuelle Situation und Einsatzmöglichkeiten in der Landschaftspflege. – Chionea 16: 21–56.

BECKER, T., SCHMIEGE, C., BERGMEIER, E., DENGLER, J. & NOWAK, B. (2012): Nutrient-poor grasslands on siliceous soil in the lower Aar valley (Middle Hesse, Germany) – neglected vegetation types in the intersection range of four classes. – Tuexenia 32: 281–318.

BECKER, U. & BECKER, T. (2010): Einfluss der Umwelt und Landnutzung auf artenreiche Wiesen und Weiden im nordwestdeutschen Mittelgebirgsraum. – Tuexenia 30: 169–208.

BERG, C. (2004): *Calluno-Ulicetea* Br.-Bl. & Tx. ex Klika & Hadač 1944 – Borstgras-Rasen und trockene Heiden. – In: BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (Eds.): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung: 290–300. Weißdorn-Verlag, Jena.

BERGMEIER, E. (1987): Magerrasen und Therophytenfluren im NSG „Wacholderheiden bei Niederlemp" (Lahn-Dill-Kreis, Hessen). – Tuexenia 7:267–293.

BETTINGER, A. (1996): Die Auenwiesen des Saarlandes. – Tuexenia 16: 251–297.

BETTINGER, A., BUTTLER, K.P., CASPARI, S., KLOTZ, J., MAY, R. & METZING, D. (Eds.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Landwirtschaftsverlag, Münster/Westf: 912 pp.

BfN/BMUB (2013): Nationaler Bericht 2013 gemäß FFH-Richtlinie. – URL: https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht.html [Zugriff am 20.11.2018].

BLACHNIK, T. & SALLER, R. (2015): In situ-Vermehrung von *Arnica montana* – Ergebnisse und Handlungsempfehlungen für die Artenschutz-Praxis. – ANLiegen Natur 37: 31–41.

BLACHNIK, T. & ZEHM, A. (2017): Echte Arnika (*Arnica montana* L.) – Merkblatt Artenschutz 42. Bayerische Landesamt für Umwelt. – URL: http.//www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/artenhilfsprogramm [Zugriff am 13.02.2019].

BLE (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung) (Ed.) (2017): Einheimische Nutztierrassen in Deutschland und Rote Liste gefährdeter Nutztierrassen. – BLE Bonn: 213 pp.

BORER, E.T., SEABLOOM, E.W., GRUNER, D.S. … YANG, L.H. (2014): Herbivores and nutrients control grassland plant diversity via light limitation. – Nature 508: 517–520.

BRUELHEIDE, H. (1995): Die Grünlandgesellschaften des Harzes und ihre Standortsbedingungen. Mit einem Beitrag zum Gliederungsprinzip auf der Basis von statistisch ermittelten Artengruppen. – Diss. Bot. 244: 1–338.

BUTTLER, K.-P., MAY, R. & METZING, D. (2018): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. Florensynopse und Synonyme. – BfN-Skripten 519: 1–288.

CALLAUCH, R. (1986): Borstgrasrasen im Kaufunger Wald – Eine verschwindende Pflanzengesellschaft. – Naturschutz in Nordhessen 9: 67–72.

CEULEMANS, T., MERCKX, R., HENS, M. & HONNAY, O. (2013): Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? – Glob. Ecol. Biogeogr. 22: 73–82.

CHYTRÝ, M., HEJCMAN, M., HENNEKENS, S.M. & SCHELLBERG, J. (2009): Changes in vegetation types and Ellenberg indicator values after 65 years of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment, Germany. – Appl. Veg. Sci. 12: 167–176.

COLLING, G., RECKINGER, C. & MATTHIES, D. (2004): Effects of pollen quantity and quality on reproduction and offspring vigor in the rare plant *Scorzonera humilis* (*Asteraceae*). – Am. J. Bot. 91: 1774–1782.

DIEKMANN, M., MÜLLER, J., HEINKEN, T. & DUPRÈ, C. (2015): Wiederansiedlung von Gefäßpflanzenarten in Deutschland – eine Übersicht und statistische Auswertung. – Tuexenia 35: 249–265.

DIERSCHKE, H. & PEPPLER-LISBACH, C. (2009): Erhaltung und Wiederherstellung der Struktur und floristischen Biodiversität von Bergwiesen – 15 Jahre wissenschaftliche Begleitung von Pflegemaßnahmen im Harz. – Tuexenia 29: 145–179.

DIERSCHKE, H. & VOGEL, A. (1981): Wiesen- und Magerrasengesellschaften des Westharzes. – Tuexenia 1: 139–183.

DOLEK, M., KÖNIGER, J. & ZIPP, T. (2010): Böhmischer Enzian *Gentianella bohemica* Skal. – In: ZEHM, A. & RÖSLER, S. (Bearb.): Merkblatt Artenschutz 6, 2. Aufl. Bayerische Landesamt für Umwelt. – URL: http.//www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/artenhilfsprogramm [Zugriff am 02.02.2019].

DUPRÈ, C., STEVENS, C.J., RANKE, T. … DIEKMANN, M. (2010): Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years – the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. – Glob. Change Biol. 16: 44–357.

EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. – Bd. 1–2. Ulmer, Stuttgart: 552 + 534 pp.

ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1333 pp.

ENDREß, H. & KAPPLER, T. (2018): Die Borstgras-Rasen des Thüringer Waldes und Thüringer Schiefergebirges – aktuelle Situation und Pflegeempfehlungen. – Landschaftspfl. Naturschutz Thüringen 55: 147–161.

FINCK, P., HEINZE, S., RATHS, U., RIECKEN, U. & SSYMANK, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 3. Fortgeschr. Fassung. – Naturschutz Biol. Vielfalt 156: 1–637.

GALVÁNEK, D. & JANÁK, M. (2008): Management of Natura 2000 habitats. 6230 *Species-rich *Nardus* grasslands. – European Commission. Technical Report 14/24. – URL: https://ec.europa.eu/-environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6230_Nardus_grasslands.pdf/ [Zugriff am 18.08.2019].

GLAVAC, V. & RAUS, T. (1982): Über die Pflanzengesellschaften des Landschafts- und Naturschutzgebietes „Dönche“ bei Kassel. – Tuexenia 2: 73–113.

GAUDNIK, C., CORCKET, E., CLEMENT, B. … ALARD, D. (2011): Detecting the footprint of changing atmospheric nitrogen deposition loads on acid grasslands in the context of climate change. – Glob. Change Biol. 17: 3351–3365.

HACHMÖLLER, B. (2000): Vegetation, Schutz und Regeneration von Bergwiesen im Osterzgebirge – eine Fallstudie zur Entwicklung und Dynamik montaner Grünlandgesellschaften. – Diss. Bot. 338: 1–338.

HACHMÖLLER, B., FORKER, M. & KÖNIG, B. (2009): Floristisch-vegetationskundliche Erfolgskontrolle im Naturschutzgroßprojekt „Bergwiesen im Osterzgebirge“ am Beispiel der Wiesen im Naturschutzgebiet „Geisingberg“. – In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (Ed.): Naturschutzfachliche Aspekte des Grünlandes in Sachsen: 51–83. Dresden.

HÄNEL, K. & HACHMÖLLER, B. (2003): Grünlandgesellschaften im Unteren Osterzgebirge. – Untersuchungen im Gebiet um Glashütte. – Tuexenia 23: 275–305.

HÄRDTLE, W., ASSMANN, T., VAN DIGGELEN, R. & VON OHEIMB, G. (2009) Renaturierung und Management von Heiden. – In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Eds.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 317–347. Spektrum, Heidelberg.

HEINKEN, T. (2009): Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. – Tuexenia 29: 305–329.

HEJNE, B., DUECK, T.A., VAN DER EERDEN, L.J. & HEIL, G.W. (1994): Effects of atmospheric ammonia and ammonium sulphate on vesicular-arbuscular mycorrhizal colonization in three heathland species. – New Phytol. 127: 685–696.

HOBOHM, C. & SCHWABE, A. (1985) Bestandsaufnahme von Feuchtvegetation und Borstgrasrasen bei Freiburg i.Br.- ein Vergleich mit dem Zustand von 1954/55. –Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg i. Br. 75: 5–51.

HOFMANN, A. (1985): Magerrasen im Hinteren Bayerischen Wald. – Hoppea 44: 85–178.

HUNDT, R. (1964): Die Bergwiesen des Harzes, Thüringer Waldes und Erzgebirges. – Pflanzensoziologie 14: 1–284.

HUNDT, R. (1998): Vegetationskundliche Modelluntersuchung am Grünland der Vorderen Rhön als Grundlage für eine umweltgerechte Nutzung und deren ökologisch fundierte Förderung. – Mitt. Biosphärenreservat Rhön/Thüringen 1: 1–202.

HUNDT, R. (2001): Ökologisch-geobotanische Untersuchungen an den mitteldeutschen Wiesengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung ihres Wasserhaushaltes und ihre Veränderung durch die Intensivbewirtschaftung im Rahmen der Großflächenproduktion. – Mitt. Biosphärenreservat Rhön/Thüringen 3: 1–366.

JANSSEN, J.A.M., RODWELL, J.S., GARCÍA CRIADO, M. … VALACHOVIČ, M. (2016). European Red List of Habitats. Part 2: Terrestrial and freshwater habitats. – European Commission, Brussels.

KADEREIT, J.W., KÖRNER, C., KOST, B. & SONNEWALD, U. (2014): Strasburger. Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften. 37. Aufl. –Springer Spektrum, Berlin.

KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (2000): Population size, plant performance, and genetic variation in the rare plant species *Arnica montana* L. in the Rhön, Germany. – Basic Appl. Ecol. 1: 43–51.

KERSTING, G. & LUDEMANN, T. (1991): Allmendweiden im Südschwarzwald – eine vergleichende Vegetationskartierung nach 30 Jahren. – Min. Ländl. Raum, Ern., Landw. u. Forsten Bad.-Württ. Stuttgart: 117 pp.

KLAPP, E. (1951): Borstgrasheiden der Mittelgebirge. – Z. Acker- u. Pflanzenbau 93: 400–444.

KNAPP, R. (1953): Über die natürliche Verbreitung von *Arnica montana* L. und ihre Entwicklungsmöglichkeiten auf verschiedenen Böden. . – Ber. Dtsch. Bot. Ges. 66: 167–178.

KÖNIGER, J., REBERNIG, C.A., BRABEC, J., KIEHL, K. & GREIMLER, J. (2012): Spatial and temporal determinants of genetic structure in *Gentianella bohemica*. – Ecol. Evol. 2: 636–648.

KOERNER, S.E., SMITH, M.D., BURKEPILE, D.E. … ZELIKOVA, T.J. (2018): Change in dominance determines herbivore effects on plant biodiversity. – Nat. Ecol. Evol. 2: 1925–1932.

KOOIJMAN, M. & VAN DER MEULEN, F. (1996): Grazing as a control against 'grass-encroachment' in dry dune grasslands in the Netherlands. – Landsc. Urban Plan. 34: 323–333.

KREHER, C. (1959): Die Borstgrasrasen des Osterzgebirges. – Ber. Arbeitsgem. Sächs. Bot. N.F. 1: 65–81.

KUHN, K. (1937): Die Pflanzengesellschaften im Neckargebiet der Schwäbischen Alb. – Öhringen: 340 pp.

MAIWEG, S. & FRAHM-JAUDES, B.E (2008): Natura 2000. Die Situation der Arnika (*Arnica montana* L.) in Hessen – Art des Anhangs V der FFH-Richtlinie. – Hess. Min. für Umwelt, Ländl. Raum u. Vebr.schutz (Ed.). Wiesbaden: 65 pp. u. Anhang.

MANZ, E. (1990): Pflanzengesellschaften der Borstgrasrasen in Rheinland-Pfalz. – Tuexenia 10: 279–293.

MATĚJKOVÁ, I., VAN DIGGELEN, R. & PRACH, K. (2003): An attempt to restore central European species-rich mountain grassland through grazing. – Appl. Veg. Sci. 6: 161–168.

MAURICE, T., COLLING, G., MULLER, S. & MATTHIES, D. (2012): Habitat characteristics, stage structure and reproduction of colline and montane populations of the threatened species *Arnica montana*. – Plant Ecol. 213: 831–842.

MEISBERGER, S. (2012): EU-Life-Projekt „Erhaltung und Regeneration von Borstgrasrasen Mitteleuropas": Ergebnisse des projektbegleitenden Monitorings 2007–2010. – Abh. DELATTINIA 38: 167–214.

METZING, D., GARVE, E. & MATZKE-HAJEK, G. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (*Tracheophyta*) Deutschlands. – Naturschutz Biolog. Vielfalt 70: 13–358.

MITCHELL, R.J., HEWISON, R.L., FIELDING, D.A., FISHER, J.M., GILBERT, D.J., HURSKAINEN, S., PAKEMAN, R.J., POTTS, J.M. & RIACH, D. (2018): Decline in atmospheric sulphur deposition and changes in climate are the major drivers of long-term change in grassland plant communities in Scotland. – Environ. Pollut. 235: 956–964.

NOWAK, B. (1991): Die Strickshute von Frechenhausen. Nutzungsgeschichte und Vegetation einer Hinterländer Gemeindeweide. – Oberhess. Naturwiss. Z. 53: 5–42.

NOWAK, B. & SCHULZ, B. (2002): Wiesen. Nutzung, Vegetation, Biologie und Naturschutz am Beispiel der Wiesen des Südschwarzwaldes und Hochrheingebietes. – Fachd. Naturschutz 93: 1–368.

OBERDORFER, E. (1978): *Nardo-Callunetea*. – In: OBERDORFER, E. (Ed.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. 2. Aufl., Teil II: 208–248. Fischer, Stuttgart.

PANNEK, A., DUPRÈ, C., GOWING, D.J.G., STEVENS, C.J. & DIEKMANN, M. (2015): Spatial gradients in nitrogen deposition affects plant species frequency in acidic grasslands. – Oecologia 177: 39–51.

PEGTEL, D.M. (1994): Habitat characteristics and the effect of various nutrient solutions on growth and mineral nutrition of *Arnica montana* L. grown on natural soil. – Vegetatio 114: 109–121

PEPPLER, C. (1987): *Nardetalia*-Gesellschaften im Werra-Meißner-Gebiet. – Tuexenia 7: 245–265.

PEPPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. – Diss. Bot. 193:1–404.

PEPPLER-LISBACH, C. & KÖNITZ, N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. – Tuexenia 37: 201–228.

PEPPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): *Calluno-Ulicetea* Teil 1: *Nardetalia strictae*. – Synop. Pflanzenges. Dtschl. 9: 1–117.

PEPPLER-LISBACH, C., STANIK, N., KÖNITZ, N. & ROSENTHAL, G. (2019): Long-term vegetation change in species-rich *Nardus* grasslands of central Germany caused by eutrophication, recovery from acidification and management change. – bioRxiv Febr. 8, 2019, doi: http://dx.doi.org/10.1101/543512.

PEPPLER-LISBACH, C. & VAN ELSEN, T. (2002): Extensivgrünland und Ackergesellschaften auf dem Hohen Meißner und im östlichen Meißnervorland (Nordhessen). – Tuexenia 22: 83–105.

PETERMANN, R. & SEIBERT, P. (1979): Pflanzengesellschaften des Nationalparkes Bayerischer Wald mit einer farbigen Vegetationskarte. – Nationalpark Bayer. Wald 4: 1–142.

PETERSEN, J. & POTT, R. (1995): Das *Botrychio lunariae-Polygaletum vulgaris* Prsg. 1950, eine neue Assoziation für die Nordseeinsel Langeoog. – Nat. Heim. 55: 33–39.

POTT, R. (1985): Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. Münster/Westf. 47: 1–75.

POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 622 pp.

POTT, R. & HÜPPE, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. Münster/Westf. 53: 1–313.

PREISING, E. (1950): Nordwestdeutsche Borstgras-Gesellschaften. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 2: 33–42.

PREISING, E. (1953): Süddeutsche Borstgras- und Zwergstrauchheiden (*Nardo-Callunetea*). – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 4: 112–123.

RAABE, E.W. & SAXEN, W. (1955): Über *Arnica montana* und den Borstgrasrasen. – Mitt. Arbeitsgem. Flor. Schlesw.-Holst. Hamburg 5: 185–210.

REIF, A., BAUMGARTL, T. & BREITENBACH, I. (1989a): Die Pflanzengesellschaften des Grünlandes zwischen Mauth und Finsterau (Hinterer Bayerischer Wald) und die Geschichte ihrer Entstehung. – Hoppea 47: 149–256.

REIF, A., DURKA, W., HEMP, A. & LÖBLICH-ILLE, K. (1989b): Die Bärwurz (*Meum athamanticum* Jacq.) im Nördlichen Frankenwald – ihre Vergesellschaftung, ihre Standorte sowie deren Bewirtschaftung und Erhalt. – Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth 20: 145–209.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationkd. 35: 1–800.

RICHTER, F. (2014): Umweltwandel in der sächsischen Lausitz am Beispiel von *Arnica montana* und *Gladiolus imbricatus*. – Peckiana 9: 105–117.

RICHTER, F. & BLACHNIK, T. (2013): *Antennaria dioica* – Vorschlag für ein länderübergreifendes Erhaltungsprojekt im Vogtland und Frankenwald. – Bayerisches Landesamt für Umwelt (Ed.): – URL: http://www.agentur-blachnik.de/pdf/erhaltungsprojekt-antennaria-dioica.pdf [Zugriff am 12.02.2019].

RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES VOM 21. MAI 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie). – URL: https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF [Zugriff am 18.08.2019].

ROSCHE, C., SCHRIEBER, K., LACHMUTH, S. … HENSEN, I. (2018): Sex ratio rather than population size affects genetic diversity in *Antennaria dioica*. – Plant Biol. 20:789–796.

SCHEIDEL, U. & BRUELHEIDE, H. (2005): Effects of slug herbivory on the seedling success of two montane *Asteraceae* species. – Flora 200: 309–320.

SCHELFHOUT, S., MERTENS, J., PERRING, M.P. … DE SCHRIEVER, A. (2017): P-removal for restoration of *Nardus* grasslands on former agricultural land: cutting traditions. – Rest. Ecol. 25: 178 –187.

SCHEUCHL, E. & WILLNER, W. (2016): Taschenlexikon der Wildbienen Mitteleuropas. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim: 917 pp.

SCHMIDT, M. & BECKER, C. (2000): Erhaltung und Regeneration einer Hutelandschaft im Kaufunger Wald – Sieben Jahre Dauerflächen-Monitoring im NSG "Hühnerfeld". – Jahrb. Naturschutz Hess. 5: 108–120.

SCHMIDT, M., BECKER, C. FISCHER, P. & PREUSCHHOF, B. (2006): Vegetationsökologisches Dauerflächen-Monitoring in einer beweideten Hutelandschaft: das Hühnerfeld im Kaufunger Wald. – BfN-Skripten 178: 177–180.

SCHREIBER, K.-F., BRAUCKMANN, H.-J., BROLL, G., KREBS, S. & POSCHLOD, P. (2009): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft. 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. – LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Ed.), Fachdienst Naturschutz. Naturschutz-Spectrum. Themen 97, Verlag Regionalkultur, Heidelberg: 420 pp.

SCHUHWERK, F. (1988): Naturnahe Vegetation im Hotzenwald (Südöstlicher Schwarzwald). – Diss. Univ. Regensburg. 526 pp. und Anhang. (verfügbar als digitaler Sonderband der Bayerischen Botanischen Ges., http://bbgev.de/sonderbaende.html)

SCHUMACHER, W. (2013): Biodiversität extensiv genutzter Grasländer und ihre Enthaltung durch Integration in landwirtschaftliche Betriebe – Erfahrungen und Ergebnisse 1985–2012. – In: SCHRÖDER, S. (Ed.): Agrobiodiversität im Grünland – nutzen und schützen: 70–99. Tagungsbd. Symposium 12./ 13. Nov. 2013. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bonn.

SCHUMACHER, W., HANSEN, H. & SAAKEL, M. (1994): Schutz langfristig extensiv genutzter Grünlandflächen durch Integration in landwirtschaftliche Nutzung. – Forschungsber. Agr. Fak. Univ. Bonn 15: 27–35.

SCHUMACHER, W., TREIN, L. & ESSER, D. (2013) Biodiversität von Magerrasen, Wiesen und Weiden am Beispiel der Eifel – Erhaltung und Förderung durch integrative Landnutzungen. – Ber. Reinhold-Tüxen-Ges. 25: 56–71.

SCHWABE, A. (1990a): Syndynamische Prozesse in Borstgrasrasen: Reaktionsmuster von Brachen nach erneuter Rinderbeweidung und Lebensrhythmus von *Arnica montana* L. in brachliegenden und beweideten Flächen. – Carolinea 48: 45–68.

SCHWABE, A. (1990b): Veränderungen in montanen Borstgrasrasen durch Düngung und Brachlegung: *Antennaria dioica* und *Vaccinium vitis-idaea* als Indikatoren. – Tuexenia 10: 295–310.

SCHWABE, A. (1991): A method for the analysis of temporal changes in vegetation pattern on a landscape level. – Vegetatio 95: 1–19.

SCHWABE, A. (1997) Zum Einfluß von Ziegenbeweidung auf gefährdete Bergheiden-Vegetationskomplexe: Konsequenzen für Naturschutz und Landschaftspflege. – Nat. Landsch. 72: 183–192.

SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1986): Schwarzwurzel- (*Scorzonera humilis*) und Bachkratzdistel- (*Cirsium rivulare*)-reiche Vegetationstypen im Schwarzwald: ein Beitrag zur Erhaltung selten werdender Feuchtwiesentypen. – Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 61: 277–333.

SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1987) Weidbuchen im Schwarzwald und ihre Entstehung durch Verbiß des Wälderviehs: Verbreitung, Geschichte und Möglichkeiten der Verjüngung. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 49: 1-118.

SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2015): Pflanzensoziologische Dauerflächen-Untersuchungen im Bannwald „Flüh“ (Südschwarzwald) unter besonderer Berücksichtigung der Weidfeld-Sukzession. – Mitt. VFS - standort.wald. 49: 5–49.

SCHWABE, A. & MANN, P. (1990): Eine Methode zur Beschreibung und Typisierung von Vogelhabitaten, gezeigt am Beispiel der Zippammer (*Emberiza cia*). – Ökologie der Vögel (Ecology of birds) 12: 127–157.

SCHWABE-BRAUN, A. (1980): Eine pflanzensoziologische Modelluntersuchung als Grundlage für Naturschutz und Planung. Weidfeld-Vegetation im Schwarzwald: Geschichte der Nutzung - Gesellschaften und ihre Komplexe - Bewertung für den Naturschutz. – URBS ET REGIO 18: 1–212 u. Anhang.

SCHWICKERATH, M. (1944): Das Hohe Venn und seine Randgebiete.- Pflanzensoziologie 6: 1–278.

SPATZ, G. (1970): Pflanzengesellschaften, Leistungen und Leistungspotential von Allgäuer Alpweiden in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung. – Diss. TH München: 145 pp.

SPEIDEL, B. (1972): Das Wirtschaftsgrünland der Rhön. Vegetation, Ökologie und landwirtschaftlicher Wert – Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth 14: 201–240.

SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C, & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. – Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 53: 1–560.

STANIK, N., HOLLMANN, V., HOPPE, A., LEYER, I., ROSENTHAL, G., TÜRK, W. & WEISE, J. (2018): Die Arnica (*Arnica montana* L.): Erfahrungen und vorläufige Ergebnisse aus Praxis und Forschung zur Rückgang, Hilfsmaßnahmen und Managementperspektiven für eine Verantwortungsart unseres Berggrünlandes. – Jahrb. Naturschutz Hessen 17: 99–104.

STANIK, N. & ROSENTHAL, G. (2018): Die Berggrünlandvegetation der Hohen Rhön und des Heidelsteins: Ihr Wert, vergangene Entwicklungen und aufkommende Perspektiven. – In: JENRICH, J. (Ed.): Der Heidelstein: 24–40. Parzellers Buchverlag, Fulda.

STEVENS, C.J., DISE, N.B., MOUNTFORD, J.O. & GOWING, D.J. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. – Science 303: 1876–1879.

STEVENS, C.J., DUPRÈ, C., DORLAND, E. … DIEKMANN, M. (2010): Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. – Environ. Poll. 158: 2940–2945.

THOMPSON, K., BAKKER, J.P. & BEKKER, R.M. (1997): The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity. – Cambridge Univ. Press, Cambridge: 276 pp.

TISCHEW, S., DIERSCHKE, H., SCHWABE, A. … HÄRDTLE, W. (2018): Pflanzengesellschaft des Jahres 2019: Die Glatthaferwiese. – Tuexenia 38: 287–295.

TÜXEN, R. (1974): Die Haselünner Kuhweide. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 17: 69–102.

ULLMANN, I. & FÖRST, J.O. (1982): Die Vegetation des NSG Löserhag und des Zintersbach-Tales (Bayerische Rhön). – Tuexenia 2: 115 – 134.

VARGA, S. & KYTÖVIITA, M.M. (2010): Interrelationships between mycorrhizal symbiosis, soil pH and plant sex modify the performance of *Antennaria dioica*. – Acta Oecol. 36: 291–298.

VIGANO, W. (1997): Grünlandgesellschaften im Rothaargebirge im Beziehungsgefüge geoökologischer Prozeßgrößen. – Diss. Bot. 275: 1−212.

VOGEL, A. (1981): Klimabedingungen und Stickstoff-Versorgung von Wiesengesellschaften verschiedener Höhenstufen des Westharzes. – Diss. Bot. 60:1–168.

VON BORSTEL, U.-O. (1974): Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge (Westerwald, Rhön, Vogelsberg). – Diss. Univ. Gießen: 159 pp.

WAESCH, G. (2003): Montane Graslandvegetation des Thüringer Waldes: Aktueller Zustand, historische Analyse und Entwicklungsmöglichkeiten. – Diss. Univ. Göttingen: 219 pp.

WAESCH, G. (2006): Untersuchungen zum Diasporenvorrat unterschiedlich genutzter Wiesen im Thüringer Wald – kann die Samenbank eine Regeneration von Grasland bewirken? – Tuexenia 26: 275–295.

WALENTOWSKI, H. & OBERMEIER, E. (1992): Rasen mit *Dactylorhiza sambucina* (L.) Soó am Brotjacklriegel im Vorderen Bayerischen Wald (Bayern). – Tuexenia 12: 193–208.

WEDRA, C. (1990): Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen (*Calluno-Ulicetea* Braun-Blanquet und Tüxen 1943). – In: NOWAK, B. (Ed.): Beiträge zur Kenntnis Hessischer Pflanzengesellschaften. Botanik und Naturschutz in Hessen Beih. 2: 100–116.

WINDMAIßER, T. (2016): Die Schachten des Nationalparks Bayerischer Wald: Nutzungsgeschichte und aktuelle Entwicklungen von Flora und Vegetation. –Tuexenia Beih. 9: 69–84.

YOUNG, A., BOYLE, T. & BROWN, T. (1996): The population genetic consequences of habitat fragmentation. – Trends Ecol. Evol: 413–418.

ZIELONKOWSKI, W. (1973): Wildgrasfluren der Umgebung Regensburgs. – Hoppea 31: 1–181.

ZIEVERINK, M. & HACHMÜLLER, B. (2003): Populationsökologische Untersuchungen an ausgewählten Zielarten des Grünlandes im Osterzgebirge als Grundlage für Schutzmaßnahmen. – Hercynia N.F. 36: 75–89.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: NS_39

Autor(en)/Author(s): Schwabe [Kratochwil] Angelika, Tischew Sabine, Bergmeier Erwin, Garve Eckhard, Härdtle Werner, Heinken Thilo, Hölzel Norbert, Peppler-Lisbach Cord, Remy Dominique, Dierschke Hartmut

Artikel/Article: Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen Plant Community of the Year 2020: Mat grassland (Nardus stricta grassland) 287-308