

Pflanzengesellschaft des Jahres 2026: Federgras-Steppe (*Festucion valesiacae*)

Plant Community of the Year 2026: Feather grass steppe (*Festucion valesiacae*)

Thomas Becker¹ * , Erwin Bergmeier² , Steffen Boch³ ,
Martin Diekmann⁴ , Christian Dolnik⁵ , Walter Durka⁶ , Jörg Ewald⁷ ,
Thomas Fartmann⁸ , Thomas Fechtler⁹ , Werner Härdtle¹⁰ ,
Thilo Heinken¹¹ , Norbert Hölzel¹² , Karsten Horn¹³ , Silke Lütt¹⁴,
Dominik Poniatowski⁸ , Jürgen Pusch¹⁵ , Dominique Remy¹⁶ ,
Simone Schneider^{17, 18} , Hjalmar Thiel¹⁹ , Sabine Tischew²⁰ ,
Denys Vynokurov^{21, 22} & Wolfgang Willner^{23, 24} 

¹Universität Trier, Raum- und Umweltwissenschaften, Geobotanik, Behringstraße 21, 54296 Trier, Germany; ²Georg-August-Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller Institut für Pflanzenwissenschaften, Abteilung für Vegetationsanalyse und Phytodiversität, Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen, Germany; ³Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Biodiversität und Naturschutzbioologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, Switzerland; ⁴Vegetationsökologie und Naturschutzbioologie, Institut für Ökologie, FB 2, Universität Bremen, Bremen, Germany; ⁵Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Ökosystemforschung, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, Germany; ⁶Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Biozönoseforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, 6120 Halle, Germany; ⁷Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Freising, Germany; ⁸Universität Osnabrück, Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie, Barbarastraße 11, 49076 Osnabrück, Germany; ⁹Jendelstraße 15b, 37130 Gleichen, Germany; ¹⁰Leuphana Universität Lüneburg, Institut für Ökologie, Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg, Germany; ¹¹Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam, Germany; ¹²Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, AG Biodiversität und Ökosystemforschung, Heisenbergstr. 2, 48149 Münster, Germany; ¹³Büro für angewandte Geobotanik und Landschaftsökologie (BaGL), Frankenstraße 2, 91077 Dormitz, Germany; ¹⁴Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Naturschutz, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, Germany; ¹⁵Verwaltung der Naturparke Kyffhäuser und Südharz, Barbarossastraße 39a, 99707 Kyffhäuserland OT Rottleben, Germany; ¹⁶Universität Osnabrück, Experimentelle Ökologie und Evolution, Barbarastraße 13, 49076 Osnabrück, Germany; ¹⁷Naturschutzyndikat SICONA, 12, rue de Capellen, 8393 Olm, Luxembourg; ¹⁸Nationalmuseum für Naturgeschichte, 25, rue Münster, 2160 Luxembourg, Luxembourg; ¹⁹Langenhorst 10, 29479 Jameln, Germany; ²⁰Hochschule Anhalt, FB Landwirtschaft, Ökotrophologie und Landschaftsentwicklung, Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg, Germany; ²¹Martin Luther University Halle-Wittenberg, Institute of Biology/Geobotany and Botanical Garden, Am Kirchtor 1, 06108 Halle, Germany; ²²Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Puschstrasse 4, 04103 Leipzig, Germany; ²³Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien, Austria; ²⁴VINCA – Institut für Naturschutzforschung und Ökologie, Gießergasse 6/7, 1090 Wien, Austria
*Korrespondierender Autor, E-Mail: beckerth@uni-trier.de

Zusammenfassung

Die Federgras-Steppe (*Festucion valesiacae*) wurde von der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft zur Pflanzengesellschaft des Jahres 2026 gewählt. Es handelt sich um einen in Mitteleuropa seltenen und gefährdeten Trockenrasentyp, der von Pflanzenarten mit subkontinentaler bis kontinentaler Verbreitung geprägt ist. In Deutschland ist die Federgras-Steppe auf Trocken- und Wärmegebiete beschränkt, wo sie auf nährstoffarmen Böden meist in südlicher Exposition wächst. Die größten Vorkommen befinden sich im Mitteldeutschen Trockengebiet in Sachsen-Anhalt und Thüringen, gefolgt von den Trockengebieten Ostbrandenburgs und des nördlichen Oberrheingrabens in Hessen und Rheinland-Pfalz. Kleinere Vorkommen gibt es in Mainfranken in Bayern. Die Federgras-Steppe repräsentiert in Mitteleuropa Reste der spätpleistozänen bis frühholozänen Steppe, welche die holozäne Wiederbewaldung an edaphischen und mikroklimatischen Sonderstandorten mit Unterstützung großer pflanzenfressender Säugetiere überdauert hat. Ab dem Neolithikum hat dann der Mensch mit seinen Weidetieren maßgeblich zur Erhaltung und erneuten Ausbreitung der Federgras-Steppe beigetragen. Mit etwa 400 Gefäßpflanzenarten, die regelmäßig in den Beständen vorkommen, und mit teilweise über 40 Arten pro 10–20 m² großer Aufnahmefläche ist die Federgras-Steppe sehr artenreich. Charakteristisch sind insbesondere das Haar-Pfriemengras (*Stipa capillata*), das Echte Federgras (*S. pennata*) und der Walliser Schwingel (*Festuca valesiaca*) sowie zahlreiche Kräuter und Stauden. Viele dieser Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Steppen Osteuropas. Einige Arten, wie der Stängellose Tragant (*Astragalus exscapus*), sind auf die mitteleuropäischen Steppen beschränkt und zählen in Deutschland zu den sogenannten Verantwortungsarten. Die Federgras-Steppe ist ein Hotspot seltener und gefährdeter Arten. Von den 58 Gefäßpflanzen-Kennarten der Gesellschaft in Deutschland sind 89 % selten, sehr selten oder extrem selten und 81 % gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht. Die Federgras-Steppe ist auch für Moose, Flechten und Pilze sowie für Tiere, insbesondere Insekten, ein wichtiger Lebensraum. Mindestens 20 phytoparasitische Brand- und Rostpilze sind ausschließlich an die Gefäßpflanzen-Kennarten der Federgras-Steppe gebunden und somit selbst charakteristisch für diese. Mit der Einführung der industriellen Landwirtschaft ging die Federgras-Steppe stark zurück. Obwohl sie sowohl nach dem Bundesnaturschutzgesetz als auch nach der FFH-Richtlinie (Lebensraumtyp 6240, Subpannonische Steppen-Trockenrasen) unter besonderem Schutz steht und sich viele Bestände in Schutzgebieten befinden, bewirken insbesondere eine unzureichende und teilweise nicht mehr sachgemäße Pflege, atmosphärische Stickstoffeinträge sowie Düngereinträge aus angrenzenden intensiv genutzten Agrarflächen weiterhin eine rapide Verschlechterung ihres Zustands. All diese Faktoren begünstigen auch die Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*), die zurzeit die Federgras-Steppe Mitteleutschlands invadiert. Da diese Art im Mitteldeutschen Trockengebiet früher nicht vorkam, ist sie hier ein Neophyt. Ein weiteres Problem ist die Fragmentierung der Federgras-Steppe, die zu genetischer Erosion in kleinen Populationen der Kennarten führt. Um die Sukzession aufzuhalten und um *B. erectus* zurückzudrängen, ist eine intensivere Pflege erforderlich. Dazu sollten Programme zur extensiven Beweidung stärker gefördert werden. Zudem muss die Pflege an die durch Klimawandel und Stickstoffeinträge veränderten Bedingungen angepasst werden. Die seltensten und am stärksten gefährdeten Arten erfordern ein spezielles Lebensraum- und Populationsmanagement.

Abstract

The feather grass steppe (*Festucion valesiacae*) was chosen as the Plant Community of the Year 2026 by the Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft. In Central Europe, the feather grass steppe is a rare and endangered type of dry grassland, characterised by plant species with subcontinental to continental distribution. In Germany, it is limited to dry and warm areas where it grows on nutrient-poor soils, particularly on dry southern slopes. Here, the largest populations are found in the Central German Dry Region in Saxony-Anhalt and Thuringia, followed by the dry regions of eastern Brandenburg and the northern Upper Rhine Valley in Hesse and Rhineland-Palatinate. Smaller stands occur in Main-Franconia in Bavaria. In Central Europe, the feather grass steppe represents remnants of the late Pleistocene to early Holocene steppe, which persisted during the Holocene forest expansion in

special edaphic and microclimatic locations supported by grazing of large herbivores. From the Neolithic period onwards, it was mainly humans with their grazing animals who preserved and promoted the feather grass steppe. With around 400 vascular plant species regularly occurring in German stands, and with sometimes over 40 species per 10–20 m² plot, the feather grass steppe is very species-rich. Characteristic vascular plants are, in particular, Hairlike feather grass (*Stipa capillata*), European feather grass (*S. pennata*) and Wallis fescue (*Festuca valesiaca*), as well as numerous herbs. Many of these species are more prevalent in the steppes of Eastern Europe. Some species, such as Stemless milkvetch (*Astragalus exscapus*), are restricted to the Central European steppes and thus are among Germany's responsibility species. The feather grass steppe is a hotspot for rare and endangered species. Of the 58 vascular plant species characteristic of the feather grass steppe in Germany, 89% have been classified as rare, very rare or extremely rare, and 81% as Vulnerable, Endangered or Critically Endangered. The feather grass steppe is also an important habitat for bryophytes, lichens and fungi as well as animals, especially insects. At least 20 species of phytoparasitic smut and rust fungi are exclusively associated with the vascular plant species characteristic of the feather grass steppe, and are therefore themselves characteristic. With the introduction of industrial agriculture, the feather grass steppe declined sharply. Despite being under special protection under both the Federal Nature Conservation Act and the European Habitats Directive (Habitat type 6240, Sub-Pannonic steppic grasslands), and often being located in protected areas, the feather grass steppe continues to deteriorate and is declining rapidly. This is due to insufficient management, inadequate management, and the input of atmospheric nitrogen and fertilisers from intensively used neighbouring areas. All these factors favours Upright brome (*Bromus erectus*), which is currently invading the feather grass steppe of central Germany. As this species did not occur in the Central German Dry Region in the past, it must be considered a neophyte here. Another problem is the fragmentation of the feather grass steppe, which can lead to genetic erosion of small populations of the character species. In order to halt succession and prevent *B. erectus* from becoming dominant, a more intensive management is required. To this end, programmes that promote extensive grazing should receive greater support. However, management strategies must be adapted to account for changes in climate and nitrogen input. The rarest and most endangered species often require special habitat and population management.

Keywords: Biodiversity conservation, dry grassland, EU habitat type 6240, *Festucion valesiacae*, Germany, Plant Community of the Year, rare vegetation type, review, steppe, *Stipa* grassland

1. Einleitung

Die Ratifizierung der Biodiversitätskonvention auf der Weltnaturschutzkonferenz 1992 in Rio de Janeiro war ein Meilenstein für den weltweiten Schutz der biologischen Vielfalt. In Deutschland folgte daraus die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt, deren Fortschreibung am 18.12.2024 von der Bundesregierung beschlossen wurde (BMUV 2024). Darin ist formuliert, dass der Rückgang der in Deutschland heimischen Arten bis 2030 gestoppt werden soll und sich der Erhaltungszustand aller Lebensräume der FFH-Richtlinie bis 2030 nicht weiter verschlechtern darf. Und: Spätestens ab 2050 soll die Biodiversität wieder zunehmen. Können wir uns jetzt zurücklehnen? Sicher nicht. Denn die Herausforderungen sind so groß, dass die Anstrengungen vervielfacht werden müssen, um die gesteckten Ziele auch nur annähernd zu erreichen. Vor diesem Hintergrund wählt die Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft als eine Vereinigung an der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Gesellschaft seit 2019 eine Pflanzengesellschaft des Jahres. Pflanzengesellschaften haben im Naturschutz eine Schlüsselrolle, da sie für ganze Artengemeinschaften mit ihren Lebensräumen stehen. Dementsprechend kann die Initiative eine hohe Naturschutzwirkung entfalten. Nachdem der Flechten-Kiefernwald die Pflanzengesellschaft des Jahres 2025 war (Horn et al. 2024), ist es 2026 die Federgras-Steppe.

Die Federgras-Steppe ist ein seltener und gefährdeter Trockenrasentyp, der durch Pflanzenarten geprägt ist, die subkontinental bis kontinental verbreitet sind. In Deutschland kommt sie in Trocken- und Wärmegebieten vor, hier ist sie zumeist an südexponierten Hängen auf flachgründigen Böden zu finden. Die Federgras-Steppe repräsentiert Reste der späteiszeitlich-frühnacheiszeitlichen Steppen, welche die holozäne Wiederbewaldung zunächst mit Unterstützung wild vorkommender großer Pflanzenfresser an trockenen Sonderstandorten überdauert haben. Ab dem Neolithikum hat dann der Mensch mit seinen Weidetieren maßgeblich zur Erhaltung und erneuten Ausbreitung der Federgras-Steppe beigetragen.

Nach der Glatthaferwiese (2019; Tischew et al. 2018), dem Borstgrasrasen (2020; Schwabe et al. 2019) und den Sumpfdotterblumen-Wiesen (2024; Schneider et al. 2023) wurde damit zum vierten Mal eine Pflanzengesellschaft des extensiv bis höchstens mäßig intensiv genutzten Graslands zur Pflanzengesellschaft des Jahres gewählt. Extensiv genutztes Grasland ist überdurchschnittlich artenreich und gleichzeitig durch die industrielle Landwirtschaft stark gefährdet (Wirth et al. 2024). Federgras-Steppen sind zudem Trockenrasen, die sich durch einen besonders hohen Pflanzenartenreichtum auszeichnen (Biurrun et al. 2021). Vor allem aber enthält die Federgras-Steppe besonders viele seltene und gefährdete Pflanzen-, Tier- und Pilzarten, was sie im Naturschutz zu einem besonders wertvollen Vegetationstypen macht.

Allerdings ist die Federgras-Steppe schon seit längerer Zeit im Rückgang begriffen. Zu Beginn der landwirtschaftlichen Industrialisierung wurden viele Bestände in Ackerland umgewandelt. Heute stellen eine unzureichende und teilweise auch nicht mehr sachgemäße Pflege, atmosphärische Stickstoffeinträge sowie Düngereinträge aus angrenzenden Agrarflächen die Hauptgefahren dar (WallisDeVries & Bobbink 2017, UBA (<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschatdstoff-emissionen-in-deutschland>)). All dies bewirkt eine Veränderung zu mesophiler und teilweise auch ruderaler Vegetation mit einem geringeren Naturschutzwert. Darüber hinaus scheint sich auch der Klimawandel bemerkbar zu machen. Vermutlich durch milde Winter aber auch Nährstoffeinträge und unzureichende Pflege gefördert, dringt die Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*) zunehmend in die Federgras-Steppen Ostdeutschlands ein, wodurch sich diese nachteilig verändern (Meier et al. 2022, Fartmann et al. 2025). Dieser Prozess der „Vertrespung“ wurde in großen Teilen Mitteldeutschlands erst sehr spät erkannt.

Um auf die Gefährdung der Federgras-Steppe aufmerksam zu machen und ihren Schutz zu verbessern, fasst der folgende Artikel das vorhandene Wissen über sie zusammen. Er bildet damit die biologisch-ökologische und naturschutzfachliche Grundlage für die Pflanzengesellschaft des Jahres 2026. Da es sich bei der Pflanzengesellschaft des Jahres um eine nationale Initiative handelt, liegt unser Fokus auf den Beständen der Federgras-Steppe Deutschlands. Viele Aspekte lassen sich jedoch auch auf die Bestände in den Nachbarländern übertragen, teilweise bis nach Osteuropa, dem Verbreitungszentrum der Federgras-Steppe. Auf die regelmäßig mit der Federgras-Steppe assoziierte Fels-Steppe und Wiesen-Steppe lassen sich ebenfalls viele Aspekte übertragen. Mit der Wahl der Federgras-Steppe zur Pflanzengesellschaft des Jahres 2026 möchten wir auch all jene würdigen, die sich auf lokaler oder regionaler Ebene, in Verbänden, Medien und Politik für ihren Schutz einsetzen. Ihnen ist dieser Artikel gewidmet.

2. Steppen

Steppen – in Nordamerika als Prärien bezeichnet – sind ein von Natur aus baumfreies Grasland der gemäßigten Zone (Pfadenhauer & Klötzli 2014). Die Gründe für die Baumfreiheit sind geringe Niederschläge bzw. starke sommerliche Trockenheit (Walter 1974). Das thermische Steppenklima ist kontinental, die Sommer sind heiß und die Winter kalt. In den Kontinentalgebieten sind Steppen als Gürtel (Steppengürtel) verbreitet, der sich in Eurasien von Osteuropa bis China erstreckt. Die von Deutschland aus nächsten, natürlichen (zonalen) Steppen finden sich in der Südukraine (Karamyševa 2003). Da zonale Steppen meist auf landwirtschaftlich nutzbaren Böden wachsen, sind sie großflächig für den Ackerbau umgebrochen und zerstört worden. Damit stellen sie eines der am stärksten gefährdeten Biome dar (Pfadenhauer & Klötzli 2014). Außerhalb des zonalen Steppenklimas wachsen Steppen lediglich unter besonderen klimatischen (Trockengebiete) und edaphischen (basenreiche, durchlässige Substrate) Bedingungen. In diesen Gebieten spielt die Vegetationsgeschichte oft eine wichtige Rolle für ihr Vorkommen (Kap. 4). Diese und damit auch die deutschen Vorkommen werden als extrazonal bezeichnet. Steppen in Mitteleuropa stellen global betrachtet Randposten (Exklaven) dar, was ihren regionalen Schutzwert noch erhöht. In ihrer Artenzusammensetzung ähneln sie den zonalen Steppen durchaus stark, aber viele der östlichen Arten fehlen, während viele balkanisch-mediterrane Arten eine höhere Frequenz aufweisen (Meusel & Jäger 1992).

3. Benennung und Abgrenzung der Federgras-Steppe

Die Pflanzengesellschaften des *Festucion valesiacae* werden in Deutschland meist als Steppenrasen oder kontinentale Trockenrasen bezeichnet (vgl. Oberdorfer & Korneck 1993, Schubert et al. 2010, Bergmeier 2020). Im Naturschutz ist zudem die Rede von Subpannonischen Steppen-Trockenrasen (Ssymank et al. 2022). Der Begriff Steppenrasen umfasst jedoch auch die Wiesen-Steppe mit den Gesellschaften des *Cirsio-Brachypodion pinnati* sowie die Fels-Steppe mit den Gesellschaften der *Stipo pulcherrimae-Festucetalia pallentis*. In den Nachbarländern werden die Gesellschaften des *Festucion valesiacae* häufig als Rasen-Steppe bezeichnet (Willner 2013), was jedoch ihrem von Horstgräsern dominierten relativ hochwüchsigen und lückigen Charakter nicht gerecht wird. Da der Anteil der Gräser im *Festucion valesiacae* höher ist als in der Wiesen-Steppe (hier gibt es mehr Kräuter) und der Fels-Steppe (hier gibt es mehr Halb- und Zergsträucher), bietet sich die Bezeichnung Gras-Steppe an. Dies entspricht auch der englischen Bezeichnung *grass steppe* und bildet zusammen mit Wiesen-Steppe (*meadow steppe*) und Fels-Steppe (*rocky steppe*) ein konsistentes Prinzip. Für den Zweck der Pflanzengesellschaft des Jahres haben wir jedoch „Gras-Steppe“ in „Federgras-Steppe“ abgewandelt; gemeint sind stets die Karbonat-Grassteppen des *Festucion valesiacae*, nicht die Silikat-Grassteppen des *Koelerio-Phleion phleoidis*.

Zur Abgrenzung der Federgras-Steppe ist anzumerken: Im Zuge der europäischen Harmonisierung der Pflanzengesellschaften wurde die Klasse *Festuco-Brometea* teilweise neu gegliedert (Mucina et al. 2016, Bergmeier 2020). Dies hat auch Auswirkungen auf die Stellung und Abgrenzung der Federgras-Steppe. In Deutschland wurde die Klasse bis dahin in zwei Ordnungen unterteilt: die submediterran-subatlantisch verbreiteten *Brometalia erecti* und die subkontinental-kontinental verbreiteten *Festucetalia valesiacae* (vgl. Oberdorfer & Korneck 1993, Pott 1995). In letzterer Ordnung waren die Wiesen-Steppe und die Federgras-Steppe vereint. Die Fels-Steppe wurde dagegen der Ordnung *Sedo-Scleranthetalia* innerhalb der Klasse *Sedo-Scleranthetea* zugeordnet. Die Neugliederung besteht nun vor allem darin,

dass alle Fels-Steppen in einer eigenen Ordnung *Stipo pulcherrimae-Festucetalia pallentis* in die Klasse *Festuco-Brometea* zusammengefasst wurden. Außerdem wurden die submediterran-subatlantischen sowie subkontinentalen Halbtrockenrasen in einer eigenen Ordnung *Brachypodietalia pinnati* zusammengefasst. Damit bilden nun die submediterran-subatlantischen Trockenrasen des *Xerobromion* eine eigene Ordnung *Artemisio albae-Brometalia erecti*. All diese Ideen sind nicht grundsätzlich neu, nur wurden sie bisher kaum angewandt. Das unten stehende Schema zeigt die aktuelle syntaxonomische Stellung und Gliederung der Steppen Deutschlands; für einen Gesamtüberblick über die Klasse in Deutschland siehe Bergmeier (2020). Durch die Integration der Fels-Steppe in die Klasse hat sich allerdings die Grenze zwischen der Federgras- und Fels-Steppe zugunsten der Fels-Steppe verschoben. Als die Fels-Steppe noch der Klasse *Sedo-Scleranthetea* zugeordnet wurde, wurde sie enger gefasst, d.h. meist nur auf extreme Felsstandorte – ohne *Stipa*-Arten – bezogen. Dementsprechend wurden früher fast alle Trockenrasen mit *Stipa*-Arten dem *Festucion valesiacae* zugeordnet, darunter auch solche mit *Stipa pulcherrima*, welche heute eher in der Ordnung *Stipo pulcherrimae-Festucetalia pallentis* stehen. Die genaue Abgrenzung der Fels- und Federgras-Steppe in Deutschland ist jedoch nach wie vor unklar (siehe jedoch Jandt 1999 und Becker 1998a, 2003 für ihre Abgrenzung in Teilgebieten).

Festuco-Brometea Br.-Bl. & Tx. ex Klika & Hadač 1944 – Kalkmagerrasen und Steppen
Brachypodietalia pinnati Korneck 1974 nom. cons. propos. (Syn.: *Brometalia erecti* Koch 1926) – Kalkhalbtrockenrasen und Wiesen-Steppen
Cirsio-Brachypodion pinnati Hadač et Klika ex Klika 1951 – Wiesen-Steppen
Festucetalia valesiacae Br.-Bl. & Tx. ex Br.-Bl. 1950 nom. et typus cons. – Gras-Steppen
Festucion valesiacae Klika 1931 – Karbonat-Gras-Steppe
Koelerio-Phleion phleoidis Korneck 1974 – Silikat-Gras-Steppe
Stipo pulcherrimae-Festucetalia pallentis Pop 1968 – Fels-Steppen
Seslerio-Festucion pallentis Klika 1931 (Syn.: *Diantho lumnitzeri-Seslerion* (Soó 1971) Chytrý et Mucina in Mucina et al. 1993) – Karbonat-Fels-Steppe
Alyssio-Festucion pallentis Moravec in Holub et al. 1967 – Silikat-Fels-Steppe

4. Geschichte der Federgras-Steppe in Mitteleuropa

Das inselartige Vorkommen von Steppenpflanzen in der nemoralen Laubwaldzone weckte schon früh das Interesse der Pflanzengeographen. Bereits Gradmann (1901, 1906) erkannte, dass die Wuchsgebiete der Steppenpflanzen in Süddeutschland mit den Siedlungsgebieten des frühen sesshaften Menschen übereinstimmen und formulierte daraufhin seine Steppenheidetheorie. Demnach wären die vor etwa 7000 Jahren eingewanderten neolithischen Menschen in dem von Wäldern dominierten Mitteleuropa noch auf größere Reste an Steppen gestoßen. Diese hätten sie dann gezielt besiedelt, da dafür keine oder nur sehr lichte Wälder gerodet werden mussten. Gradmanns Steppenheidetheorie war lange Zeit umstritten, da insbesondere pollenanalytische Befunde eher auf eine flächendeckende Bewaldung Mitteleuropas bereits im Neolithikum hindeuteten (Feeser et al. 2024). Dies ist jedoch darauf zurückzuführen, dass aufgrund der Armut an Mooren aus den mitteleuropäischen Trockengebieten mit rezenten Vorkommen von Federgras-Steppen zu dieser Zeit kaum Pollenprofile vorlagen. Die Annahme, dass es sich bei den mitteleuropäischen Steppenrasen um Relikte der ausgedehnten späteiszeitlich-frühnacheiszeitlichen Steppen handelt, die auf edaphischen Extremstandorten in den Trockengebieten die holozäne Wiederbewaldung überdauert haben

(Becker 2010, Feeser et al. 2024), wurde in den letzten Jahrzehnten durch zahlreiche paläoökologische und phylogenetische Befunde bestätigt. Mittlerweile belegen auch palynologische Studien, dass es in den nordböhmischen und südmährischen Trockengebieten seit Ende der letzten Eiszeit eine ungebrochene Kontinuität der Offenlandvegetation mit den charakteristischen Arten der Federgras-Steppen gibt (Kuneš et al. 2015, Pokorný et al. 2015). Bereits zuvor hatte Huckriede (1982) mehrere Arten der Federgras-Steppe als Makroreste in ca. 20.000 Jahre alten Auenlehm aus der mittleren Weichselzeit bei Marburg nachgewiesen, u. a. *Euphorbia seguieriana*, *Linum perenne* und *Scabiosa canescens*. Auch genetische Befunde belegen, dass es sich bei Reliktvorkommen von Steppenpflanzen in Mitteleuropa vielfach um sehr eigenständige, regional endemische genetische Abstammungslinien handelt, die sich von jenen im heutigen Hauptareal der Arten deutlich unterscheiden (Becker 2003, Meindl et al. 2016, Willner et al. 2021). Dies deutet auf ein Mosaik von relativ stabilen Refugialstandorten hin, die sich sogar über mehrere Kalt- und Warmzeitzyklen erstreckt haben könnten (Kirschner et al. 2020). Moderne Analoga zur eiszeitlichen Kältesteppe Mitteleuropas finden sich insbesondere in den hochkontinentalen Regionen Zentralasiens. Dort liegen nicht nur die heutigen Verbreitungsschwerpunkte zahlreicher Steppenarten wie *Carex supina*, *Ephedra distachya*, *Festuca valesiaca*, *Koeleria macrantha* oder *Stipa capillata*, sondern auch die rezente Schneckenfauna zeigt hier eine erstaunliche Ähnlichkeit zu periglazialen Ablagerungen in Mitteleuropa (Chytrý et al. 2019). Zum Überdauern von Resten der Steppenvegetation bis zum Eintreffen der Neolithiker vor ca. 7000 Jahren haben zweifellos auch die damals reich entwickelte Megafauna aus pflanzenfressenden Großsäugern wie Wildpferde, Wisente, Auerochsen und Hirsche sowie Feuerereignisse beigetragen (Svenning 2002). Mit der Öffnung und Zurückdrängung des Waldes durch Brändlegung, Rodung und Waldweide in den häufig sehr früh besiedelten Trocken- und Wärmegebieten Mitteleuropas hat dann der neolithische Mensch maßgeblich zur Erhaltung und erneuten Ausbreitung der Federgras-Steppen beigetragen. Im Zuge der fortschreitenden Entwaldung konnten sich die Federgras-Steppen bis zum Hochmittelalter dann weiter ausdehnen und dürften in den waldarmen Weidelandschaften der Altsiedelgebiete des späten Mittelalters und der frühen Neuzeit ihre maximale Verbreitung seit der postglazialen Wiederbewaldung erreicht haben. Spätestens seit dem Beginn des Industriezeitalters ist es zu deutlichen Verlusten von Federgras-Steppen infolge von landwirtschaftlicher Intensivierung sowie Nutzungsaufgabe, Aufforstung und Überbauung gekommen. Seit Beginn des Anthrozäns Anfang der 1950er Jahre haben sich diese quantitativen und qualitativen Verluste massiv beschleunigt.

5. Verbreitung der Federgras-Steppe

Abbildung 1 zeigt die Dichte der Kennarten der Federgras-Steppe pro TK25-Kartenblatt (ca. 100 km²) als schwarze Punkte und die Verbreitung der Gesellschaften des *Festucion valesiacae* als rote Quadrate. Die Kennarten kommen mit geringerer Anzahl in etlichen deutschen Gebieten mit trockenem und sommerwarmem Klima vor. Eine klare Häufung findet sich jedoch in den Zentren der Trockengebiete, in denen auch die disjunkten Teilareale der Federgras-Steppe liegen. Das größte Teilareal liegt im Mitteldeutschen Trockengebiet in Thüringen und Sachsen-Anhalt mit angrenzendem Niedersachsen, gefolgt von den Trockengebieten im östlichen Brandenburg und im nördlichen Oberrheingraben mit Rheinhessen und dem angrenzenden Nahetal sowie dem Hessischen Ried in Hessen und Rheinland-Pfalz. Ein kleines Teilareal befindet sich in Mainfranken in Bayern. Die Gebiete mit vermehrtem

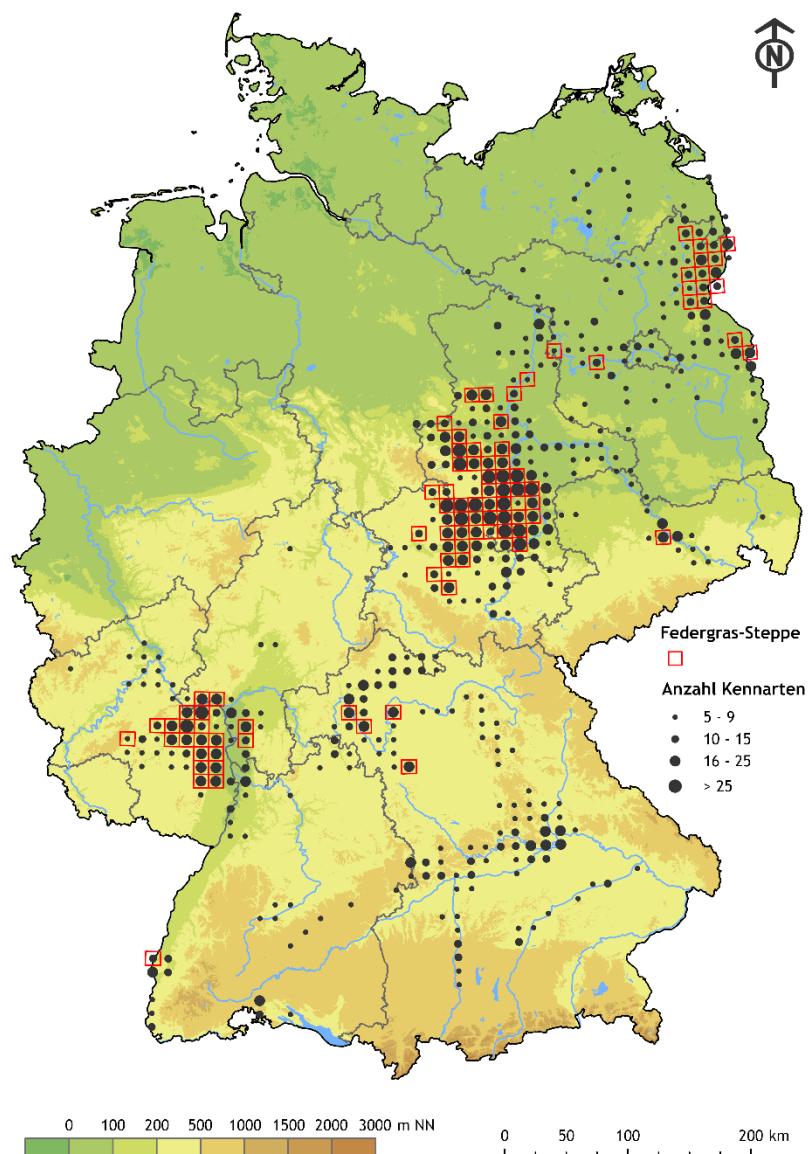


Abb. 1. Verbreitung der Kennarten (schwarze Punkte) und der Pflanzengesellschaften (rote Quadrate) der Federgras-Steppe (*Festucion valesiacae*) in Deutschland in der Auflösung von TK25-Kartenblättern. Die Daten der Arten stammen aus FloraWeb (<https://www.floraweb.de>) und die Daten der Gesellschaft aus der Literatur sowie von Experten.

Auftreten von Kennarten der Federgras-Steppe, aber ohne Vorkommen der Gesellschaften des *Festucion valesiacae*, können wie folgt bewertet werden: 1. Hier können sich noch unerkannte Vorkommen der Federgras-Steppe befinden. 2. Sie können als erweitertes Areal des *Festucion valesiacae* aufgefasst werden, was vor dem Hintergrund der durch den Klimawandel bedingten mutmaßlichen Verschiebung der Wuchsgebiete der Federgras-Steppe auch Naturschutzplanungen in diese Richtung erlaubt.

In der folgenden Übersicht der Verbreitung finden sich auch Angaben zu den geologischen Verhältnissen, welche die Vegetation mitprägen. Im Mitteldeutschen oder Herzynischen Trockengebiet kommt die Federgras-Steppe halbkreisförmig um den Osthartz vor, hier wurde sie in ihrer Gesamtheit erstmals von Mahn (1965) untersucht. Die nordwestlichsten Vorkommen des Teilareals finden sich im Ostbraunschweigischen Hügelland in Niedersachsen über kalkhaltigem Buntsandstein (Evers 1997). In östlicher Richtung schließen sich größere Vorkommen im nördlichen Harzvorland bei Quedlinburg und im unteren Bodetal an, z. B. in den Harslebener Bergen über Kreidesandstein (Neuwirth 1958, Böhnert 1978). Östlich des Harzes liegt ein Verbreitungsschwerpunkt im Mansfelder Land, z. B. am Süßen See und ehemaligen Salzigen See (Högel 1991) (Abb. 2) sowie im Salzatal, wo die Federgras-Steppe meist über karbonathaltigem Unterem Buntsandstein wächst. Ebenfalls auf Sandstein wächst sie in verschiedenen Gebieten im nördlich angrenzenden Saaletal (Altehage 1937), während sie in der Magdeburger Börde auf Löss oder Keuper, z. B. bei Ampfurth und Schnarsleben, ihre nördliche Teilarealgrenze erreicht (Westhus 1981, LAU 2014). Im Saaletal bei Halle wächst die Federgras-Steppe über Porphy (Rhyolith), diese Standorte weisen fast immer dünne Deckschichten aus Löss oder quartärem Lehm auf (Mahn 1957, Partzsch 2007). Ein Verbreitungsschwerpunkt ist auch das untere Unstruttal in Sachsen-Anhalt südöstlich des Harzes, wo sie um Freyburg über Muschelkalk und weiter westlich auch über Oberem (Dorndorf), Mittlerem (Tröbsdorf) oder Unterem (Nebra) Buntsandstein wächst (Meusel 1937, Becker 1998a). Flussaufwärts schließen bei Bottendorf größere Vorkommen über Zechsteingips, Stinkschiefer und Silikatkonglomerat des Rotliegenden an (Becker et al. 2007). Einen weiteren Verbreitungsschwerpunkt bildet der westlich gelegene Kyffhäuser mit ausgedehnten Beständen über Zechsteingips und teilweise über Stinkschiefer (Meusel 1939, Jandt 1999, Pusch & Barthel 2003, Becker et al. 2011a) (Abb. 3 und 4). Südöstlich des Kyffhäusers gibt es im Thüringer Becken zahlreiche Vorkommen auf Keuperton- und Keupergipshügeln, z. B. bei Herrnschwende, Tunzenhausen, Kleinbrembach und Kühnhausen (Kinlechner 1970, Baumbach 2013, Westhus 2013) (Abb. 5–7). Am Südharzrand bei Nordhausen erreicht die Pflanzengesellschaft über Zechsteingips ihre westliche Teilarealgrenze (Becker 1996). Die Böden der mitteldeutschen Wuchsorte weisen häufig höhere Lössanteile auf.

Im östlichen Brandenburg wächst die Federgras-Steppe vor allem an den Rändern des südlichen Oderbruchs zwischen Lebus und Seelow (Krausch 1961a, Pless 1994, Ristow et al. 2011) (Abb. 8 und 9) und des nördlichen Oderbruchs bei Oderberg sowie auf der Neuenhagener Oderinsel bei Gabow (Kratzert & Dengler 1999). Im nördlich angrenzenden Nationalpark Unteres Odertal existieren Vorkommen zwischen Stolzenhagen und Gartz (Kämpf & Fartmann 2011). Einzelvorkommen gibt es im Uckermärkischen Hügelland bei Brodowin (Dengler 1998), im Raum Angermünde/Schwedt und zwischen Prenzlau und Pasewalk. Darüber hinaus gibt es isolierte Vorkommen im Havelland nordwestlich von Brandenburg an der Havel (Milower Berg) und westlich von Potsdam (Deetz, Götz und Burgwall Knoblauch) (Benkert & Karsten 1969). In all diesen Gebieten besteht der geologische Untergrund aus Mergeln oder Sanden der weichselzeitlichen Grundmoräne, seltener der Endmoräne.

Die Verbreitung der Federgras-Steppe im nördlichen Oberrheingraben mit Rheinhessen und dem anschließenden Nahetal (Hessen und Rheinland-Pfalz) zeigt eine Karte in Korneck (1974). Entlang des Rheins zwischen Mainz und Bingen – hier vor allem auf dem Mainzer Sand (Korneck 1987) (Abb. 10) – sowie an der Hessischen Bergstraße bei Darmstadt (hier vor allem bei Griesheim und Seeheim; Storm & Schwabe 2013), wächst sie auf Flugsanden.



Abb. 2. Teilweise ruderalisierte Federgras-Steppe auf Unterem Buntsandstein am Nordufer des ehemaligen Salzigen Sees bei Eisleben. Der Hang ist durch Geländeabsenkung durch unterirdische Steinsalz-Auslaugung entstanden. Der früher viel größere See ist im Zuge des Bergbaus verkleinert worden. Im Hintergrund eine Salzabbau-Halde (Foto: P. Brade, 20.05.2014).



Abb. 3. Steppenrasen-Komplex an der Dorl im Kyffhäuser bestehend aus Fels-Steppe (*Alyssso-Festucion pallentis/Seslerio-Festucion pallentis*), Rasen-Steppe und Wiesen-Steppe (*Cirsio-Brachypodion*). Solche kleinräumig stark strukturierten Habitate sind besonders für viele Insekten optimal (Foto: T. Fechtler, 18.07.2022).



Abb. 4. Federgras-Steppe mit *Stipa pennata* im NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“ im Kyffhäuser. Diese Fläche wurde um 1945 kurzzeitig beackert (Becker et al. 2011a) (Foto: T. Becker, 03.06.2012).



Abb. 5. Im intensiv agrarisch genutzten Thüringer Becken wächst die Federgras-Steppe – hier mit dem Haar-Pfriemengras (*Stipa capillata*) – auf Hügeln und Rippen aus tonigem Keupergips. Vorne die Spatenberge bei Hemleben und hinten der Segelberg (Foto: T. Stephan, 11.07.2011).



Abb. 6. Federgras-Steppe am Edelberg bei Witterda im Thüringer Becken mit Steppen-Fahnenwicke (*Oxytropis pilosa*) (Foto: S. Pfützenreuter, 22.06.2013).



Abb. 7. Federgras-Steppe am Moorberg bei Battgendorf im Thüringer Becken mit blühender Großer Graslilie (*Anthericum liliago*). Zumindest zum Zeitpunkt der Aufnahme war dieser abgelegene Steppenrasen noch von *Festuca valesiaca* geprägt und noch nicht von *Bromus erectus* beherrscht (Foto: S. Pfützenreuter, 07.06.2015).



Abb. 8. Federgras-Steppe im Uckermärkischen Hügelland bei Geesow in Nordost-Brandenburg zur Fruchtzeit von *Stipa borysthenica* subsp. *germanica* (Foto: T. Fartmann, 05.06.2015).



Abb. 9. Federgras-Steppe im Uckermärkischen Hügelland bei Geesow in Nordost-Brandenburg zur Blütezeit von *Stipa capillata*. Außerdem blühen *Centaurea stoebe*, *Falcaria vulgaris* und *Peucedanum oreoselinum* (Foto: T. Fartmann, 20.07.2017).



Abb. 10. Federgras-Steppe mit *Stipa pennata* im NSG „Mainzer Sand“. Da der Sandboden besonders trocken ist, kann die Gesellschaft hier in ebener Lage wachsen. Gebäude und Straßen haben die Federgras-Steppe hier stark reduziert (Foto: T. Becker, 27.05.2025).

In Inner-Rheinhessen zwischen Bad Kreuznach und Alzey wächst sie dagegen über Eruptivgestein, meist Rhyolith (Rheinhessische Schweiz) (Abb. 11), seltener Melaphyr oder Andesit (Alzey) (Korneck 1956). Nach Westen reichen die Vorkommen über Bad Kreuznach bis ins mittlere Nahetal (verschiedene Eruptivgesteine) (Abb. 12). Weiter nördlich gibt es im Mittelrheintal (Loreley, Spitznack) und im Moseltal (Cochem) Anklänge an die Gesellschaft auf devonischem Schiefer, deren Syntaxonomie noch geklärt werden muss. Vorkommen auf Tertiärkalk gibt es von Mainz (Wackernheim) in Richtung Süden bis in die Vorderpfalz (Raum Landau und Grünstadt) (Korneck 1974, Witschel 1991). Noch weiter südlich, beispielsweise bei Sasbach im Kaiserstuhl, gibt es Vorkommen über Eruptivgestein und Marmor (Oberdorfer & Korneck 1993, Witschel 1987) (Abb. 13). Diese stellen bereits Übergänge zum *Xerobromion* (hier *Xerobrometum* Braun-Blanquet 1915 em. 1931) dar. In Unter- und Mittelfranken wächst die Federgras-Steppe auf den Keupergipshügeln bei Sulzheim im Schweinfurter Becken und bei Bad Windsheim (Gauckler 1957) (Abb. 14) sowie an den Muschelkalkhängen des Maintals bei Karlstadt, beispielsweise am Kalbenstein (Kaiser 1930). Letztere Vorkommen stellen ebenfalls Übergänge zum *Xerobromion* (hier *Trinio-Caricetum humilis* Volk ex Br.-Bl. et Moor 1938) dar. Auch im sächsischen Elbhügelland kommt sie – jedoch ohne *Stipa*-Arten – auf lössbeeinflussten Hängen bei Meißen vor (Böhnert et al. 2020).



Abb. 11. Federgras-Steppe bei Siefersheim in Rheinhessen (Rheinland-Pfalz) über Rhyolith. Das basenarme Eruptivgestein ist hier von Löss überdeckt. Im Vordergrund ein Horst von *Stipa capillata* in einem Bestand von *Festuca valesiaca* (Foto: T. Becker, 13.06.2025).



Abb. 12. Federgras-Steppe mit blühender *Stipa pennata* und vegetativer *S. capillata* auf basenarmen Eruptivgestein am Rotenfels bei Bad Münster am Stein an der Nahe (Rheinland-Pfalz). Eingestreut sind *Artemisia campestris* (blaugrün), *Erysimum crepidifolium* (blühend) und *Rumex acetosella* (rotbraun). Nach unten schließen Silikat-Felssteppe (*Alyso-Festucion pallentis*) und nach oben Silikat-Grassteppe (*Koelerio-Phleion phleoidis*) an (Foto: T. Becker, 26.04.2025).



Abb. 13. Ein Bestand des Echten Federgrases (*Stipa pennata*) am Badberg im Kaiserstuhl. Die *Stipa*-Rasen in Baden-Württemberg stellen meist Übergänge zwischen *Festucion valesiacae* und *Xerobromion* dar (Foto: T. Fartmann, 20.05.2023).



Abb. 14. Federgras-Steppe mit *Stipa capillata* im NSG „Külsheimer Gipshügel“ in Mittelfranken im Windsheimer Becken im Regenschatten von Steigerwald und Frankenhöhe. Die Gesellschaft wächst hier auf den trockenen Kuppen (rechts im Bild). Am Unterhang (links im Bild) wächst Wiesen-Steppe (Foto: H. Lößl, 02.07.2013).

6. Standorte der Federgras-Steppe

Voraussetzung für das Vorkommen der Federgras-Steppe ist ein trockenes Klima mit Jahresniederschlägen von etwa 450 bis 550 mm. Dieses Klima findet sich in Deutschland nur kleinflächig in den bereits genannten Trockengebieten meist in Beckenlagen im Lee von Gebirgen (Abb. 1): das Mitteldeutsche Trockengebiet im Lee von Harz, Hessischem Bergland und Thüringer Wald, das Trockengebiet im nördlichen Oberrheingraben im Lee von Pfälzerwald, Hunsrück und Taunus und das Mainfränkische Trockengebiet im Lee von Spessart und Rhön. Das Nordostdeutsche Trockengebiet liegt bereits in größerer Entfernung zu den atlantischen Ursprungsgebieten der meisten Niederschläge (Krausch 1961a, Mahn 1965, Korneck 1974). Mit Höhenlagen um 50 m NHN (Nordostdeutschland) und meist 100–200 m NHN (Mittel- und Süddeutschland) handelt es sich um warme Tief- oder Mittellagen. In diesen Wuchsgebieten herrscht kein echtes Steppenklima (Ellenberg & Leuschner 2010), aber das Mikroklima der südexponierten Hänge ist diesem angenähert (Krausch 1961b). Federgras-Steppen wachsen meist an sonnenexponierten Hängen, die oft durch die Erosionskraft der Flüsse (z. B. Nahe, Oder, Saale, Unstrut), aber auch durch Geländeauwölbung oder -absenkung durch Plastizität oder Auslaugung von Steinsalz (Süßer See, ehemaliger Salziger See) oder Gips (Kyffhäuser) entstanden sind. Die Porphyrkuppen bei Halle und die Rhyolithberge in Rheinhessen sind als Härtlinge durch Abtragung der umgebenden Schichten freigelegt worden. Gleiches gilt für die Gipshügel im Thüringer Becken und in Mainfranken. Lediglich die Flugsandgebiete des nördlichen Oberrheingrabens sind durch Aufwehung von kalkhaltigen Flugsanden aus dem spätglazialen Rhein- und Neckarbett entstanden. Da Sandböden besonders trocken sind, wächst die Federgras-Steppe hier auch in ebener Lage mit geringerer Einstrahlung. Starke sommerliche Bodentrockenheit bleibt jedoch eine Grundvoraussetzung für die Federgras-Steppe, indem sie mesophile Arten fernhält, die sonst die Arten der Federgras-Steppe verdrängen würden. Mit Silikat, Karbonat und Gips sowie Ton, Schluff und Sand besiedelt die Federgras-Steppe alle grundlegenden Substrattypen sowie Bodenarten (siehe Kap. 5), aber einzelne Subassoziationen sind oft an bestimmte Substrate gebunden (siehe unten). Als Bodentypen sind auf Moränenmergel und Löss Pararendzinen bis Schwarzerden entwickelt, auf Tonsandsteinböden des Unteren Buntsandsteins oder auf reinen Tonböden des Keupers und Röts Pelosole, auf skelettreichen Muschelkalk- oder Gipsböden Kalk-oder Gips-Rendzinen (Heinze & Fiedler 1984) und auf Sandböden Regosole. An Unterhängen kann die Federgras-Steppe auf Kolluvisolien wachsen und über Bundsandstein auf Braunerden. Syroseme werden wegen fehlendem Feinboden kaum besiedelt. Sehr gut für *Stipa capillata* geeignet sind dagegen Lockergesteins-Böden aus Löss- oder Mergelsubstraten mit großem Bodenvolumen, sofern diese ausreichend trocken sind (Mahn 1965, Becker 1998a). Becker (2003) fand in der Typischen Subassoziation der Federgras-Steppe Mitteldeutschlands eine mittlere Bodentiefe von 39 cm und damit höhere Werte als für andere Trockenrasen-Gesellschaften im selben Gebiet. Da sich Gründigkeit und Bodentrockenheit meistens gegenläufig verhalten, gibt es in Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen Gründigkeitsoptima. Ein solches fand Becker (1998b) im Unstruttal, wo auf einer ca. 30 cm mächtigen Schicht aus Löss und Verwitterungsprodukten des Unteren Muschelkalks Bestände mit hoher Deckung von *S. capillata* über kaum durchwurzelbaren Hartkalkschichten wuchsen (siehe Abb. 9–37 in Frey & Lösch 2014). Der flachgründige Standort war einerseits sehr trocken und andererseits relativ nährstoffreich – optimal für *S. capillata*. Hangaufwärts enthielten die Böden mehr Kalkschutt, so dass hier Blaugras-Trockenrasen (*Carici humilis-Seslerietum*) wuchsen. Hangabwärts dagegen war der Boden tiefgründig und daher besser wasserversorgt;

hier wuchs eine meso-xerophile Ausbildung des Erdseggen-Trockenrasens (*Trinio-Caricetum cirsietosum*). Dieses Beispiel zeigt, wie empfindlich die Federgras-Steppe auf das Zusammenspiel von Wasser- und Nährstoffhaushalt reagiert, aber auch, wie wichtig gute Standortkenntnisse zu ihrem Verständnis sind.

Da aufgrund der geringen Niederschläge kaum Mineralstoffe ausgewaschen werden, versauern die Böden hier selbst auf den mineralarmen Substraten kaum. Selbst die Böden über Unterem Buntsandstein weisen hier im Mittel knapp 10 % Kalk und pH-Werte um 7,0 auf (Mahn 1965, Becker 2003), die über Muschelkalk sogar 30–40 % Kalk (Hensen 1995). Ähnliche Werte stellte Jandt (1999) in der Federgras-Steppe des Kyffhäuserns fest, nämlich durchschnittlich 13 % Kalk bzw. einen mittleren pH-Wert von 7,3. Die C/N-Verhältnisse der Böden deuten mit Werten um 10 auf grundsätzlich gute Bedingungen für den Abbau organischer Substanz hin. Allerdings kommt der Abbau im Sommer trockenheitsbedingt fast vollständig zum Erliegen, gleichzeitig ist auch die Nährstoffaufnahme stark eingeschränkt. Brandes & Pfützenreuter (2013) bezeichnen *S. capillata* aufgrund ihrer Nährstoffansprüche, Störungstoleranz und ihres Pioniercharakters als subruderal, eine treffende Charakterisierung, die man auf *Festuca valesiaca* übertragen kann. Die Art wird durch regelmäßigen Tritt – gleichgültig, ob durch Tiere oder Menschen – gefördert, indem weniger trittresistente und konkurrenzstärkere Arten unterdrückt werden. Andere Arten der Federgras-Steppe, wie die der *Teucrium montanum*-Subassoziation, präferieren demgegenüber skelettreiche Kalk- oder Gipsböden (siehe unten).

Häufig wird zwischen primären und sekundären Federgras-Steppen unterschieden (Knapp 1979, Mahn 1965). Primäre Bestände gelten von Natur aus als waldfrei und wären demzufolge nicht pflegebedürftig (Ssymank et al. 2022). Unter Umständen gelten diese sogar als pflegeempfindlich, insbesondere, wenn es sich um xerotherme Wald-Offenlandkomplexe handelt. Die Einschätzung „von Natur aus waldfrei“ bedarf heute allerdings oftmals einer Überprüfung, da Standorte, die vor Jahrzehnten als nicht waldfähig angesehen wurden, es heute nicht mehr unbedingt sind. Ein Grund dafür kann sein, dass sich die Wuchsbedingungen für Bäume durch Stickstoffeinträge verbessert haben. Tatsächlich dürfte die überwiegende Mehrzahl der heutigen Standorte der Federgras-Steppe wald- oder zumindest „gebüschräumig“ sein. Das bedeutet jedoch nicht, dass sie im Holozän tatsächlich vollständig bewaldet waren (vgl. Kap. 4). Die Kategorie „primäre Bestände“ sollte eher für naturnahe Bestände mit langer Habitatkontinuität gelten, welche die holozäne Wiederbewaldung im Bereich ihrer Wuchsorte überdauert haben.

7. Umweltanpassungen der Pflanzenarten der Federgras-Steppe

Die Pflanzenarten der Federgras-Steppe zeigen vielfältige Anpassungen an sommerliche Hitze, Trockenheit sowie Nährstoffmangel. *Stipa capillata* kann z.B. tiefgründige Lössböden bis in eine Tiefe von mindestens 2,8 m durchwurzeln (Kutschera & Lichtenegger 1982) und erreicht damit Bodenschichten, die im Sommer nicht austrocknen. Flachgründige Böden über Festgestein erlauben keine solchen Durchwurzelungstiefen, aber auch hier dürfte die Durchwurzelung von Klüften und Spalten eine entscheidende Rolle bei der Überdauerung von Trockenphasen spielen. Die Blätter der Arten sind zur Reduktion von Verdunstung häufig klein und im Querschnitt rundlich (besonders auffällig bei *Galatella*



Abb. 15. Blattquerschnitt von *Stipa capillata*. Erhebliche Teile des Blattes bestehen aus Sklerenchym (farblose, dickwandige Zellen). Auch die äußeren Zellwände der Epidermis sind stark sclerenchymatisch. Die Spaltöffnungen mit dem angrenzenden Mesophyll (grün) liegen in Furchen auf der Blattoberseite, welche bei Trockenheit mithilfe von Blasenzellen zusammenklappen. Gleichzeitig rollt sich das Blatt ein. So werden die Spaltöffnungen als Hauptort der Transpiration sowie das Mesophyll bei Trockenheit stark abgeschirmt. Phloem blau (Foto: H. Reichert, 2024).

linosyris oder *Seseli hippomarathrum*). Tote, mit Luft gefüllte und daher weiße Haare (z. B. bei *Oxytropis pilosa* und *Potentilla incana*), die das Sonnenlicht reflektieren, verhindern Überhitzung. Zwischen den Haaren kann sich zur weiteren Reduktion der Transpiration eine feuchte Grenzluftschicht ausbilden. Weitere anatomische Trockenheitsadaptationen sind eine dicke Kutikula und epikutikuläres Wachs (z. B. bei *Festuca valesiaca* und *Seseli hippomarathrum*). Die Blätter vieler Poaceen in Federgras-Steppen rollen sich bei Trockenheit mit Hilfe von blasenförmigen Gelenkzellen in der oberen Blattepidermis ein (Abb. 15). Eine Riefung der Blätter unterstützt ein zusätzliches Einklappen. So wird das verdunstungssensitive Assimulationsparenchym doppelt abgeschirmt, während nach außen, auf der Blattunterseite, dicke Sklerenchymlagen vor Wasserverlust und Welken schützen. Manche Arten überdauern Trockenzeiten im Sommer als Zwiebel (z. B. *Allium sphaerocephalon*). Viele Arten verfügen zudem über ein hohes Regenerationspotential, womit sie Dürreschäden ausgleichen und kurze Phasen guter Wuchsbedingungen effektiv nutzen.

Grundsätzlich dominieren in Trockenrasen der *Festuco-Brometea* ausdauernde Arten, aber in Federgras-Steppen treten vermehrt auch einjährige Arten auf (Mahn 1965, Hensen 1997, Becker et al. 2011a). Diese Arten umgehen die Sommertrockenheit durch ihre Phänologie, indem sie bereits im Herbst oder Spätwinter keimen und die Frühjahrsfeuchte für ihre Entwicklung nutzen. Bei Einsetzen der Sommertrockenheit befinden sie sich dann bereits im Samenstadium. Die Arten sind jedoch konkurrenzschwach und benötigen Lücken in der Vegetation mit offenem Boden. Diese Lücken entstehen, wenn sich die Grasnarbe im Sommer durch Trockenheit öffnet, wobei vor allem das konkurrenzstarke *Stipa capillata* überlebt. Damit erweisen sich Einjährige hier als abhängig von den umgebenden Pflanzen (vor allem von *S. capillata*) und bilden somit hier keine eigenen Gesellschaften. Wachsen sie

jedoch z. B. auf Felsköpfen, so bilden die gleichen oder ähnliche Artenkombinationen eigene Pflanzengesellschaften der Klasse *Sedo-Scleranthesetea*.

Echte demographische Studien oder Studien zur Altersstruktur einzelner Arten der Federgras-Steppe existieren kaum, obwohl sie ein Schlüssel zur Gefährdungseinschätzung von Populationen wären, wie Kienberg & Becker (2017) es für *Astragalus exscapus* zeigen konnten. Am ehesten existieren Einzelbeobachtungen zum Lebensalter bestimmter Arten. Nach Vorontzova & Zaugolnova (1985) sollen Horste von *Festuca valesiaca* bis zu 30 Jahre und von *Stipa pennata* sogar bis zu 75 Jahre alt werden können. Beobachtungen (TB) an *Stipa capillata* und *S. pennata* in einer südwestdeutschen Federgras-Steppe auf Sand zeigen dagegen selbst für etablierte Pflanzen deutlich kürzere Lebensalter. Insgesamt können viele Arten der Federgras-Steppe aber ein hohes Alter erreichen. *Astragalus exscapus* kann mindestens 21 Jahre alt werden (Becker 2003) und klonale Arten wie *Carex supina* können theoretisch unsterblich sein.

Unter den Lebensformen dominieren in der Federgras-Steppe Hemikryptophyten (Becker et al. 2011a). Geophyten sind zumindest in den deutschen Beständen eher selten, während Zwergsträucher (Chamaephyten) wie *Teucrium-* und *Helianthemum*-Arten vor allem in Beständen auf steinigen Kalk- oder Gipsböden wachsen. Die Therophyten wurden bereits angesprochen. Verwendet man die CSR-Typologie, die zwischen Konkurrenz- (C), Stress- (S) und Ruderalstrategie (R) der Arten unterscheidet (Grime 2001), so ist zumindest die Federgras-Steppe im Kyffhäuser mit CSR bis CS eher intermediär (Becker et al. 2011a).

Hensen (1997) stellte in der Federgras-Steppe einen höheren Anteil an Arten mit generativer Vermehrungsstrategie fest, während in der Wiesen-Steppe eine klonale Vermehrung vorherrscht. Dieser Unterschied zeigt den stärkeren Pioniercharakter der Federgras-Steppe mit besseren Etablierungsbedingungen als in der Wiesen-Steppe. Darauf deutet auch die Art der Ausbreitung der Diasporen in der Federgras-Steppe hin, in denen mehr wind-ausgebreitete (anemochore) Arten wachsen als in der Wiesen-Steppe (Hensen 1997). Besonders gut flugfähig sind die Diasporen der Federgräser mit langen, fedrig behaarten Grannen (*Stipa pennata* agg.). Andere anemochore Arten in der Federgras-Steppe gehören zu den Korbblüten- und den Kardengewächsen, z. B. die *Achillea*-Arten, deren Früchte einen Pappus tragen. Eine typische Ausbreitungsform der Federgras-Steppe ist auch die Chamaechorie, wobei ganze Pflanzenteile, oft der ganze Spross, zur Zeit der Fruchtreife vom Wind über den Boden getrieben werden. Diese Arten werden als Steppenroller oder Steppenläufer bezeichnet. Beispiele in unseren Federgras-Steppen sind *Eryngium campestre*, *Falcaria vulgaris*, *Rapistrum perenne* und *Trinia glauca*. Die Früchte der *Stipa*-Arten sind auch wegen ihres Bohrmechanismus interessant. Dabei dreht sich durch einen hygroskopischen Mechanismus der untere Grannenteil bei Trockenheit ein und bei Feuchtigkeit wieder auf (Düll & Kutzelnigg 2016). Nach der Ausbreitung kann sich so die Frucht in den Boden einbohren, wobei das rechtwinklig abspreizende Grannenende als Widerlager dient. In der Schafhaltung sei dieses Phänomen ein Problem gewesen, wenn sich die Früchte im Fell der Tiere verfangen und in die Haut einbohren (Huth 1885/86). Zumindest den Schäfern des Kyffhäusers war das Problem aber unbekannt (Pusch & Barthel 2003).

Ökophysiologische Anpassungen an Trockenheit gibt es ebenfalls, z. B. die C₄-Photosynthese. Ihr Vorteil gegenüber der üblichen C₃-Photosynthese ist die hohe CO₂-Affinität des Enzyms PEP-Carboxylase, wodurch die Pflanze ihre Spaltöffnungen zur CO₂-Fixierung weniger lang öffnen muss und folglich weniger transpiriert. Es ist kein Zufall, dass die einzige autochthone C₄-Pflanzenart, das Gewöhnliche Bartgras *Bothriochloa ischaemum*, vor allem in der Federgras-Steppe Mittel- und Süddeutschlands wächst.

8. Gefäßpflanzenarten der Federgras-Steppe

Die Federgras-Steppe wird vorwiegend von Horstgräsern aufgebaut. Die phänologische Entwicklung der Bestände beginnt im zeitigen Frühjahr mit den Winterannuellen. Es folgen, sofern vorhanden, ausdauernde Frühblüher wie *Carex humilis*, *Pulsatilla pratensis* oder *Astragalus exscapus*, der bis in den Frühsommer hinein blüht (Abb. 16). Ihren phänologischen Höhepunkt erreicht die Gesellschaft im Mai mit der Blüte der Gräser. Danach nimmt die Blühaktivität ab und kommt im Hochsommer fast zum Erliegen, allerdings beginnen beispielsweise *Galatella linosyris* oder *Bothriochloa ischaemum* erst dann mit der Blüte.

Die Kennarten der Federgras-Steppe sind in Tabelle 1 aufgeführt und teilweise in Abbildung 17 dargestellt. Die Liste basiert auf Angaben von Oberdorfer & Korneck (1993), Oberdorfer (2001) sowie Müller et al. (2021). Allerdings wurde die Klasse *Festuco-Brometea* neu gegliedert (siehe Kap. 3) und es existiert keine bundesweite Klassifikation nach einer numerischen Methode. Daher mussten wir mehrere Arten soziologisch neu bewerten. Gleichzeitig bleibt die Liste vorläufig.

Tabelle 1 enthält zahlreiche Arten, die eher eine submediterran-balkanische Verbreitung aufweisen und in den zonalen Steppen fehlen. Dazu gehören beispielsweise *Allium sphaerocephalon*, *Bothriochloa ischaemum*, *Erysimum crepidifolium*, *Galium glaucum*, *Muscari tenuiflorum*, *Odontites luteus*, *Orobanche artemisiae-campestris*, *Seseli hippomarathrum*, *Trinia glauca* und *Veronica satureiifolia*. Diese Kennarten der Federgras-Steppe gelten daher lediglich innerhalb Deutschlands oder Mitteleuropas, nicht jedoch darüber hinaus. Auch greifen mehrere Kennarten stärker auf andere Syntaxa über (siehe die hochgestellten Ziffern in Tab. 1). Insgesamt haben wir in Deutschland 58 Kennarten des *Festucion*



Abb. 16. Stängelloser Tragant (*Astragalus exscapus*) bei Könner im Saaletal. Die stark gefährdete Art ist weitgehend auf mitteleuropäische Federgras-Steppen beschränkt und zählt daher zu den sogenannten Verantwortungsarten Deutschlands (Foto: E. Will, 09.04.2014).

valesiacae identifiziert, davon im Mitteldeutschen Trockengebiet 51, gefolgt von den Trockenwäldern des nördlichen Oberrheingrabens (35), Brandenburgs (28) und Mainfrankens (27). Dieses Gefälle dürfte vor allem durch die Größe und Standortvielfalt der Teilareale begründet sein, teilweise eventuell auch durch das allgemeine Süd-Nordgefälle der Diversität. Eine Kennart, *Artemisia pontica*, ist in Deutschland ein Neophyt, in den östlichen Nachbarländern jedoch einheimisch (Müller et al. 2021).

Für die Artenzusammensetzung der Federgras-Steppe in den einzelnen Regionen sowie Gebieten kann hier nur auf die jeweiligen regionalen Studien verwiesen werden (s. Kap. 5). Insgesamt unterscheidet sie sich zwischen den Gebieten, aber auch innerhalb der Teilareale deutlich. Dies liegt einerseits an den unterschiedlichen Umweltbedingungen und andererseits daran, dass jedes Teilareal und teilweise jedes Gebiet eine eigene Geschichte hat.

In Deutschland erweisen sich das Haar-Pfriemengras (*Stipa capillata*), das Echte Federgras (*S. pennata*) und der Walliser Schwingel (*Festuca valesiaca*) als die besten Kennarten der Federgras-Steppe. Sie wachsen in vielen Beständen, oft mit höherer Deckung, und fehlen gleichzeitig fast allen anderen Vegetationstypen. Wie aber verhalten sich die anderen *Stipa*- und Schafschwingel-Arten pflanzensoziologisch? Die Gattung *Stipa* kommt in Deutschland mit sieben Arten und vier weiteren Unterarten vor (Hand et al. 2025). Sechs Arten bzw. zehn Unterarten (drei davon Lokal-Endemiten) gehören zur Federgras-Artengruppe *Stipa pennata* agg., die dem Haar-Pfriemengras (*S. capillata*) gegenübersteht. Alle *Stipa*-Arten wachsen in Deutschland in Trockenrasen, aber nicht alle (ausschließlich) in Federgras-Steppen des *Festucion valesiacae*. Das Zierliche Federgras (*S. eriocaulis*) wächst mit seinen beiden Unterarten in Felsrasen des *Xerobromion*, die Subspezies *lutetiana* punktuell am südlichen Oberrhein und die Subspezies *austriaca* punktuell an der oberen Donau. Ebenfalls mit zwei Unterarten kommt in Deutschland (Brandenburg) das Sand-Federgras (*S. borysthenica*) vor, wobei die endemische Subspezies *germanica* (Deutsches Sand-Federgras) (Abb. 18) in Brandenburg gleiche Standorte wie *S. capillata* besiedelt und oft mit dieser vergesellschaftet ist. Damit ist sie eine Kennart des *Festucion valesiacae* (vgl. Kämpf & Fartmann 2011). Die andere Unterart, *S. borysthenica* subsp. *borysthenica*, wächst dagegen in Sandrasen des *Armerion elongatae* und *Koelerion glaucae* (*Sedo-Scleranthetea*) (Hensen 1995, Dengler et al. 2000, Oberdorfer 2001). Soziologisch unterschiedlich verhalten sich auch die drei Unterarten des Großen oder Gelbscheidigen Federgrases *S. pulcherrima*. Die lokal-endemischen Unterarten *bavarica* (nur bei Neuburg an der Donau) und *palatina* (nur bei Bad Dürkheim in der Pfalz) wachsen mit je einer Population (mit der eine belastbare soziologische Bewertung unmöglich ist) im *Xerobromion* (Martinovsky & Scholz 1968, Korneck & Scholz 2007), während die weiter verbreitete Unterart *pulcherrima* in Mittel- und Süddeutschland sowohl in der Federgras-Steppe skelettreicher Standorte als auch in der Fels-Steppe des *Alyso-Festucion pallantis* wächst (Becker 1998a, Becker et al. 2011a). Das seltene Rossschweif-Federgras (*S. tirsia*) wächst dagegen in Thüringen, Sachsen-Anhalt und Rheinland-Pfalz in der Wiesen-Steppe des *Cirsio-Brachypodion* (Meier & Partzsch 2018), aber auch in der Federgras-Steppe (Korneck 1974). Die weiteste ökologisch-soziologische Amplitude hat das Echte oder Grauscheidige Federgras (*S. pennata*). Es wächst mit Schwerpunkt in der Federgras-Steppe auf steinigen (Kalk, Gips, Silikat) oder sandigen Böden, jedoch auch in der Fels-Steppe sowie in submediterranen Trockenrasen bis hin zu thermophilien Säumen. Das Weichhaarige Federgras (*S. dasypylla*), das in Deutschland seit 2015 als ausgestorben gilt (Frank et al. 2020), kam schließlich ebenfalls nur an der Steinklöbe im Unstruttal (Sachsen-Anhalt) vor, dort aber in einer mit Saumarten durchsetzten Federgras-Steppe. So bleiben in Deutschland von den elf *Stipa*-Taxa lediglich *S. capillata*, *S. pennata*



Abb. 17. Gefäßpflanzen-Kennarten der Federgras-Steppe. **a)** Steppen-Segge (*Carex supina*), **b)** Erd-Segge (*Carex humilis*), **c)** Gewöhnliches Bartgras (*Bothriochloa ischaemum*), **d)** Sand-Esparsette (*Onobrychis arenaria*), **e)** Purpur-Königskerze (*Verbascum phoeniceum*), **f)** Sand-Sommerwurz (*Orobanche arenaria*), **g)** Steppen-Fahnensicke (*Oxytropis pilosa*), **h)** Liegender Ehrenpreis (*Veronica prostrata*), **i)** Violette Schwarzwurzel (*Scorzonera purpurea*) (Fotos: TB: a, f, i; M. Bulau: g; TFa: e; A. Gygax: b-d; TH: 8).



Abb. 18. Das Deutsche Sand-Federgras (*Stipa borysthenica* subsp. *germanica*) ist in Deutschland bisher nur aus Brandenburg nachgewiesen, hier ist es in 50 % seiner ehemals 20 TK25-Rasterfelder ausgestorben. Anders als das Echte Sand-Federgras (subsp. *borysthenica*), welches vor allem in Sandrasen des *Armerion elongatae* und *Koelerion glaucae* vorkommt, wächst subsp. *germanica* im *Festucion valesiacae*. Deutschland ist für die extrem seltene und stark gefährdete Unterart, die sonst noch in Polen und Mähren wächst, in besonderem Maße verantwortlich (Foto: T. Fartmann, 05.06.2015).

und die lokal-endemische *S. borysthenica* subsp. *germanica* als Kennarten des *Festucion valesiacae* übrig, während *S. pulcherrima* subsp. *pulcherrima* und *S. tirsa* lediglich schwache Kennarten des Verbands bilden (Tab. 1). Die unterschiedliche ökologische Einnischung und Soziologie von *S. capillata*, *S. pennata*, *S. pulcherrima* und *S. tirsa* innerhalb eines Gebiets zeigt sich im Kyffhäuser (Pusch & Barthel 2003).

Bei den Schafschwingel-Arten sieht die Situation der Kennarten wie folgt aus: Wie bereits erwähnt, hat der namensgebende Walliser Schwingel (*Festuca valesiaca*) die größte Bedeutung, allerdings fehlt er in der nordostdeutschen Federgras-Steppe und ist in der süddeutschen Region selten (NetPhyD & BfN 2013). In meso-xerischen Beständen der Federgras-Steppe in Mitteldeutschland und Bayern ist auch der Furchen-Schwingel (*F. rupicola*) häufig, der aber seinen Schwerpunkt in der Wiesen-Steppe hat. Aus der Fels-Steppe greifen auf felsigen Gips- oder Kalkuntergrund in Mittel- und Süddeutschland der Bleiche Schwingel (*F. pallens*) und der Blaugrüne Schwingel (*F. csikhegyensis*) auf die Federgras-Steppe über. In Südwestdeutschland kommt in der Federgras-Steppe auf kalkfreiem Rhyolith in Rheinhessen und im Nahtal der Rheinische Schwingel (*F. rhenana*) (Korneck & Gregor 2012), auf Kalkstandorten in Rheinhessen und Gipsstandorten in Franken der Duval-Schwingel (*F. duvalii*) (Korneck et al. 2014) und auf Sandstandorten um Mainz und Darmstadt der Toman-Schwingel (*F. albensis*) (Korneck & Gregor 2015) vor, in Nordostdeutschland auf Sandstandorten dagegen der Sand-Schwingel (*F. psammophila*) und der Dünen-Schwingel (*F. polesica*). Auf Sand- und Mergelstandorten, besonders in Brandenburg, wächst in der Federgras-Steppe auch der Raublatt-Schwingel (*F. trachyphylla* = *F. brevipila*).

Weitere typische Grasartige sind *Helictochloa pratensis*, auf Sandböden *Poa bulbosa* und auf Böden mit etwas besserer Wasserversorgung *Avenula pubescens* und *Poa angustifolia*, während *Arrhenatherum elatius* und *Dactylis glomerata* nährstoffreiche Ausbildungen prägen. Seltener treten in Federgras-Steppen Quecken auf, so in Mitteldeutschland auf trockenen Löss- oder Sandsteinböden *Elymus hispidus*, lokal im Mainzer Sandgebiet *E. arenosus* auf Sandböden sowie *E. repens* in allen Teillarealen in ruderalisierten Beständen. Unter den Cyperaceen baut auf steinigen Böden in Mittel- und Süddeutschland vor allem *Carex humilis* viele Bestände mit auf, greift jedoch stärker auf andere Gesellschaften über und bildet damit eine schwache Verbandskennart. Die kalkmeidende *C. supina* wächst dagegen eher auf sandigen Böden in Mittel- und Nordostdeutschland und stellt eine gute Verbandskennart dar. Insektenbestäubte Monokotyle sind dagegen in der Federgras-Steppe eher selten. Orchideen wie *Orchis militaris* oder *O. purpurea* sind meist auf Kalkböden beschränkt (z.B. Unstruttal, Kyffhäuser). Im Oberrheingraben kann jedoch seit einigen Jahren die Ausbreitung von *Himantoglossum hircinum* in die Federgras-Steppe auf Sand- oder Lehmböden beobachtet werden (s. Titelfoto Druckband). Weiterhin können *Allium lusitanicum* und die Graslilien *Anthericum liliago* und *A. ramosum* vorkommen. Die beiden Kennarten *Muscari tenuiflorum* und *Iris aphylla* sind auf die Federgras-Steppe Mitteldeutschlands beschränkt.

Ein sehr typisches Differentialarten-Element der Federgras-Steppe sind Therophyten. Es handelt sich dabei um Kennarten der Felsfluren (*Sedo-Scleranthesia*) und Sandtrockenrasen (*Koelerio-Corynephoretea*). Aufgrund von edaphischen Präferenzen wachsen sie in typischen Kombinationen: *Alyssum alyssoides*, *Cerastium pumilum*, *Hornungia petraea* und *Veronica praecox* vor allem auf Kalkböden, *Cerastium semidecandrum*, *Erodium cicutarium*, *Medicago minima*, *Holosteum umbellatum* und *Silene conica* auf Sandböden, sowie *Myosotis stricta*, *Petrorthagia prolifera*, *Spergula pentandra*, *Veronica verna* und *V. dillenii* auf kalkfreien Böden. *Draba verna*, *Myosotis ramosissima* und *Saxifraga tridactylites* sind edaphisch indifferent. An einjährigen Gräsern kommen auf Silikat- und Sandböden *Aira caryophyllea*, *Phleum arenarium* (Mainzer Sand) und *Vulpia myuros* vor.

An holzigen Chamaephyten kommen in der Federgras-Steppe auf Kalkböden *Teucrium montanum* und *T. chamaedrys* sowie *Helianthemum canum* vor (die Letztere praktisch nur im Unstruttal), auf Zechsteingips- oder Sandböden im Kyffhäuser bzw. nördlichen Oberrheingraben auch *Fumana procumbens* und auf verschiedenen Substraten *Helianthemum nummularium* subsp. *nummularium* oder subsp. *ovatum*. Die Zwergsträucher vermitteln zu den submediterranen Trockenrasen des *Xerobromion* und kennzeichnen entsprechende Subassoziationen der Federgras-Steppe (Kap. 11).

Die Zahl der dikotylen Hemikryptophyten ist so hoch, dass neben den in Tabelle 1 aufgeführten Kennarten hier nur eine Auswahl weiterer typischer Arten genannt werden soll. Insgesamt stark vertreten sind die Asteraceen. Auch Apiaceen (*Eryngium campestre* und *Peucedanum oreoselinum*) können vertreten sein. In etwas mesophileren Beständen sind Dipsacaceen (*Scabiosa ochroleuca*) und Ranunculaceen (*Adonis vernalis*) typisch. Unter den Caryophyllaceen wächst *Gypsophila fastigiata* im Übergang zu Fels-Steppen oder Sandrasen. Letzteres gilt auch für *Helichrysum arenarium* in Brandenburg und im Oberrheingraben. In ruderalisierten Beständen sind dagegen kontinentale Störzeiger beigemischt, z.B. *Onopordum acanthium*, *Carduus acanthoides*, *Lappula squarrosa* oder *Sisymbrium loeselii*. Auch Parasiten sind regelmäßig vertreten. Die in Tabelle 1 aufgeführten Sommerwurz-Arten parasitieren alle auf *Artemisia campestris*. Weitere Parasiten bzw. Halbparasiten sind *Cuscuta epithymum* (Convolvulaceae) und *Odontites luteus* (Orobanchaceae).

Tabelle 1. Gefäßpflanzen-Kennarten der Federgras-Steppe (*Festucion valesiacae*) in Deutschland mit ihrem Vorkommen in NO = Nordostdeutschland, M = Mitteldeutschland, SW = Südwestdeutschland und SO = Südostdeutschland sowie ihre Gefährdung, aktuelle Bestandssituation, nationale Schutzverantwortlichkeit und ihr Schutzstatus nach Metzing et al. (2018). Je größer die Punkte, desto häufiger ist die Art in der Federgras-Steppe der jeweiligen Region. Nomenklatur der Arten nach Hand et al. (2025).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Teilareal				RL	BS	SV	BArt
		NO	M	SW	SO				
Grasartige									
<i>Bothriochloa ischaemum</i> ¹	Gewöhnliches Bartgras	•	•	•	•	3	s		
<i>Carex humilis</i> ^{1, 2, 3, 4}	Erd-Segge	•	•	•	•	V	mh		
<i>Carex supina</i>	Steppen-Segge	•	•	•	•	2	s	?	
<i>Elymus arenosus</i> ⁵	Sand-Quecke	•	•	•	•	2	es	!!	
<i>Elymus hispidus</i> ⁶	Graugrüne Quecke	•	•	•	•	3	ss	nb	
<i>Festuca albensis</i> ^{5, 7}	Toman-Schwingel	•	•	•	•	2	ss	nb	
<i>Festuca duvalii</i>	Duval-Schwingel	•	•	•	•	3	ss	!!	
<i>Festuca valesiaca</i>	Walliser Schwingel	•	•	•	•	3	s	nb	
<i>Koeleria macrantha</i> ^{1, 2, 8, 9}	Zierliches Schillergras	•	•	•	•	V	mh		
<i>Phleum phleoides</i> ^{2, 8, 9}	Steppen-Lieschgras	•	•	•	•	V	mh		
<i>Stipa borysthenica</i> subsp. <i>germanica</i>	Deutsches Sand-Federgras	•	•	•	•	2	es	(!)	§
<i>Stipa capillata</i>	Haar-Pfriemengras	•	•	•	•	3	s		§
<i>Stipa dasypyllea</i>	Weichhaariges Federgras	•	•	•	•	1 [#]	es	(!)	§§
<i>Stipa pennata</i>	Echtes Federgras	•	•	•	•	3	s	?	§
<i>Stipa pulcherrima</i> subsp. <i>pulcherrima</i> ³	Großes Federgras	•	•	•	•	2	ss		§
<i>Stipa tirsa</i> ⁸	Rossschweif-Federgras	•	•	•	•	2	es	?	§
Kräuter									
<i>Achillea pannonica</i> ⁹	Ungarische Schafgarbe	•	•	•	•	V	s		
<i>Achillea setacea</i>	Feinblättrige Schafgarbe	•	•	•	•	3	ss		
<i>Allium sphaerocephalon</i> ^{1, 5}	Kugelköpfiger Lauch	•	•	•	•	3	s	?	
<i>Artemisia pontica</i> ⁹	Pontischer Beifuß	•	•	•	•	nb	—		
<i>Astragalus excapus</i> ⁸	Stängelloser Tragant	•	•	•	•	2	ss	!!	
<i>Centaurea stoebe</i> ^{3, 6, 9, 10, 11}	Rispen-Flockenblume	•	•	•	•	*	mh	nb	
<i>Erysimum crepidifolium</i> ^{2, 3}	Bleicher Schöterich	•	•	•	•	*	s	nb	
<i>Euphorbia seguieriana</i> ^{5, 7}	Steppen-Wolfsmilch	•	•	•	•	3	s		
<i>Galatella linosyris</i> ^{1, 2, 8}	Gold-Steppenaster	•	•	•	•	3	s		
<i>Galium glaucum</i> ^{4, 12}	Blaugrünes Labkraut	•	•	•	•	V	s	nb	
<i>Hieracium echooides</i> ⁵	Natterkopf-Habichtskraut	•	•	•	•	3	s		
<i>Hieracium rothianum</i>	Roth-Habichtskraut	•	•	•	•	2	ss		
<i>Hypericum elegans</i>	Zierliches Johanniskraut	•	•	•	•	2	ss	?	
<i>Inula germanica</i> ¹²	Deutscher Alant	•	•	•	•	3	s	?	§
<i>Inula hirta</i> ^{8, 12}	Rauer Alant	•	•	•	•	3	s		
<i>Iris aphylla</i>	Nachtstängel-Schwertlilie	•	•	•	•	2	es	(!)	§
<i>Muscari tenuiflorum</i>	Schmalblütiges Träubel	•	•	•	•	3	ss	?	§
<i>Nonea pulla</i> ^{8, 11}	Braunes Mönchskraut	•	•	•	•	3	s	nb	
<i>Odontites luteus</i> ^{1, 8}	Gelber Zahntrost	•	•	•	•	3	s		
<i>Onobrychis arenaria</i>	Sand-Esparsette	•	•	•	•	3	ss		
<i>Orobanche arenaria</i> ^{3, 7}	Sand-Sommerwurz	•	•	•	•	2	s	?	
<i>Orobanche artemisiae-campestris</i>	Panzer-Sommerwurz	•	•	•	•	2	es	?	
<i>Orobanche bohemica</i> ³	Böhmisches Sommerwurz	?	•	•	•	1	es	!	
<i>Orobanche coerulescens</i>	Bläuliche Sommerwurz	•	•	•	•	?	1	ss	(!)
<i>Oxytropis pilosa</i>	Steppen-Fahnenvicke	•	•	•	•	2	ss		§
<i>Pimpinella nigra</i> ^{8, 12}	Schwarze Pimpinelle	•	•	•	•	nb	s		

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Teilareal				RL	BS	SV	BArt SchV
		NO	M	SW	SO				
<i>Potentilla incana</i> ^{5,7}	Graues Fingerkraut	•	•	•	•	V	mh		
<i>Pulsatilla pratensis</i> subsp. <i>nigricans</i> ^{8,9}	Schwärzliche Wiesen- Küchenschelle	·	·			2	s	?	§
<i>Ranunculus illyricus</i> ⁸	Illyrischer Hahnenfuß	·				2	ss	?	
<i>Rapistrum perenne</i> ^{8,11}	Ausdauernder Windsbock	·				3	ss		
<i>Salvia nemorosa</i> ^{8,10}	Steppen-Salbei		•			*	s		
<i>Scabiosa canescens</i> ¹	Graue Skabiose	•	•	•	·	3	s	!!	
<i>Scorzonera purpurea</i> ⁸	Violette Schwarzwurzel	·	·	·	·	2	ss	?	§§
<i>Seseli annuum</i> ⁸	Steppen-Sesel	·	·	·	·	3	s		
<i>Seseli hippomarathrum</i> ⁴	Pferde-Sesel	·	·			2	ss	?	
<i>Silene otites</i> ^{3,7,9}	Ohrlöffel-Leimkraut	·	·	·	·	3	s		
<i>Thesium linophyllum</i> ⁸	Mittleres Vermeinkraut	·	·	·	·	3	s		
<i>Trinia glauca</i> ¹	Blaugrüner Faserschirm			·	·	2	ss	?	
<i>Verbascum phoeniceum</i> ^{6,9,12}	Purpur-Königskerze			·		2	ss		
<i>Veronica prostrata</i> ⁹	Liegender Ehrenpreis		·			3	s		
<i>Veronica satureiifolia</i> ⁸	Scheerer-Ehrenpreis			·	?	2	ss		
<i>Veronica spicata</i> ^{5,9}	Ähren-Ehrenpreis	•	·	·	·	3	mh		§

Art verstärkt auch im: ¹*Xerobromion*, ²*Koelerio-Phleion phleoidis*, ³*Alyso-Festucion pallentis*, ⁴*Diantho lumnitzeri-Seslerion*, ⁵*Koelerion glaucae*, ⁶*Convolvulo-Agropyrrion*, ⁷*Sileno conicae-Cerastion semidecandri*, ⁸*Cirsio-Brachypodion*, ⁹*Armerion elongatae*, ¹⁰*Onopordion*, ¹¹*Sisymbrium*, ¹²*Geranion sanguinei*. [#]*Stipa dasypylla* gilt in Deutschland seit 2015 als ausgestorben (Frank et al. 2020). NO = Nordostdeutschland (Brandenburg), M = Mitteldeutschland (Sachsen-Anhalt und Thüringen), SW = Südwestdeutschland (Hessen und Rheinland-Pfalz), SO = Südostdeutschland (Bayern). RL – Rote Liste-Kategorie Deutschland: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, * = keine Gefährdung, nb = nicht bewertet. BS – Aktuelle Bestandssituation in Deutschland: es = extrem selten, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig. SV – Schutzverantwortlichkeit Deutschlands: !! = in besonders hohem Maße verantwortlich, ! = hohe Verantwortung, (!) = in besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich, ? in Teilarealspalte = unklare Vorkommen in Federgras-Steppen, ? bei Schutzverantwortlichkeit = Daten ungünstig, evtl. höhere Verantwortlichkeit zu vermuten, nb = nicht bewertet. BArtSchV – Schutz nach Bundesartenschutzverordnung: § = besonders geschützt, §§ = streng geschützt.

9. Moose und Flechten der Federgras-Steppe

Moose und in etwas geringerem Umfang auch Flechten sind in der Federgras-Steppe mit zahlreichen Arten vertreten (Tab. 2). Viele von ihnen haben eine submediterrane oder mediterrane Verbreitung und erreichen im Gebiet ihre nördliche Verbreitungsgrenze. Ein Beispiel hierfür ist *Tortella squarrosa* (Abb. 19b). Nur wenige sind kontinental verbreitet, beispielsweise *Pterygoneurum subsessile*. Bryologen und Lichenologen haben die Gesellschaften der Moose und Flechten unabhängig von den Gefäßpflanzen klassifiziert und ein eigenes System geschaffen, das sich jedoch nur bedingt mit dem der Gefäßpflanzen deckt. Gründe hierfür sind die poikilohydre Biologie der Moose und Flechten und die epigäische Lebensweise der betreffenden Arten. Hinzu kommt, dass die Aufnahmeflächen der Moos- und Flechten-Gesellschaften mit üblicherweise wenigen dm² viel kleiner sind als die der Gefäßpflanzengesellschaften und daher standörtlich viel feiner auflösen. Obwohl das syntaxonomische System der Moose und Flechten in der Gefäßpflanzen-Soziologie kaum eine Rolle spielt, vermittelt es einen guten Eindruck von den jeweiligen Artenkombinationen. Das folgende Schema nach Mucina et al. (2016) zeigt die wichtigsten Moos- und Flechten-Syntaxa der Federgras-Steppe.

Psoretea decipientis – Bunte Erdflechten-Gesellschaften trockener Karbonatböden

Toninietalia coeruleonigricantis – siehe Klasse

Toninion coeruleonigricantis – siehe Klasse

Psoretum decipientis Stodiek 1937 – Rotschuppe-Gesellschaft trockener Karbonatböden

Barbuletalicia unguiculatae – Bärtchenmoos-Gesellschaften basischer Mineralböden

Grimaldion fragrantis – Grimaldimoos-Gesellschaften trockener Karbonatböden

Tortelletum inclinatae Stodiek 1937 – Kräuselmoos-Gesellschaft trockener Karbonatböden

Phascion cuspidati – Glanzmoos-Gesellschaften trockener, feiner und basenreicher Mineralböden

Pottietum truncatae von Krusenstjerna 1945 – Rollblättriges Bärtchenmoos-Gesellschaft trockener, feiner und basenreicher Mineralböden

Ceratodontopurpurei-Polytrichetalia piliferi – Glashaar-Widertonmoos-Gesellschaften basenarmer Silikatböden

Polytrichetalia piliferi – Glashaar-Widertonmoos-Gesellschaften basenarmer Silikatböden

Polytrichion piliferi – Glashaar-Widertonmoos-Gesellschaften trockener, basenarmer Silikatböden

Polytrichetum juniperini Krusenstjerna 1945 – Wacholder-Widertonmoos-Gesellschaften mäßig trockener, basenarmer Silikatböden

Hylocomietea splendens – Pleurokarpe Etagenmoos-Gesellschaften

Hylocomietalia splendens – Pleurokarpe Etagenmoos-Gesellschaften

Rhytidion rugosi – Hasenpfotenmoos-Gesellschaften basenreicher Böden

Abietinellatum abietinae Stodiek 1937 – Tannen-Thujamoos-Gesellschaft karbonatreicher Böden

Flechtenreiche frühe Sukzessionsstadien auf steinigen Kalk- und Gipsböden bilden darin die Klasse *Psoretea decipientis*, die sich in zwei Ordnungen unterteilt. Die Ordnung *Toninietalia coeruleonigricantis* umfasst die vielbeachtete Bunte Erdflechtengesellschaft *Psoretum decipientis* mit auffälligen und seltenen Flechtenarten aus den Gattungen *Diploschistes*, *Fulgensia*, *Placidium*, *Psora*, *Squamarina* und *Toninia* sowie einigen häufigeren Begleitarten aus den Gattungen *Cetraria*, *Cladonia* und *Collema* (siehe Tab. 2, Abb. 19) (Marstaller 1971, Schönbrodt & Stolle 2014). *Fulgensia fulgens* und *F. bracteata* bzw. *Psora decipiens* und *P. saviczii* bilden vikarierende Artenpaare auf Kalk und Gips. Die Bunte Erdflechtengesellschaft hat jedoch ihren Schwerpunkt in den Fels-Steppen und Kalkfelsfluren (*Alyssum alyssoides*-*Sedion*) und kommt in der Federgras-Steppe nur randlich vor. Im *Psoretum decipientis* kommen ebenfalls Moose vor, beispielsweise *Tortella inclinata* oder *Streblotrichum convolutum* (= *Barbula convoluta*), welche zur Schwesterordnung *Barbuletalicia unguiculatae* überleiten. In dieser Ordnung stehen die Verbände *Grimaldion fragrantis* und *Phascion cuspidati*, die auch in der Federgras-Steppe auftreten. Der erste Verband umfasst Bestände steiniger, nährstoffärmer Standorte wie das *Tortelletum inclinatae* – in Federgras-Steppen kommt er nur an besonders flachgründigen Stellen vor. Der zweite Verband umfasst Bestände auf feinerde- und nährstoffreicher Rohböden wie das *Pottietum truncatae* und ist somit typischer für die Federgras-Steppe. Auf basenarmen Substraten, vor allem auf Rhyolith/Porphyr oder auf oberflächlich versauerten Gipsböden (Marstaller 2008, 2010)

kommen in der Federgras-Steppe selten Moosgesellschaften kalkfreier Pionierstandorte vor. Es handelt sich dabei vor allem um das *Polytrichetum juniperini* mit *Polytrichum piliferum*, *P. juniperinum* und *Ceratodon purpureus* als charakteristische Arten. Flechten sind hier u. a. mit *Cladonia foliacea*, *C. furcata* oder *C. pyxidata* vertreten.

Je weiter die Sukzession voranschreitet, desto mehr gewinnen die pleurokarpen Moose, die konkurrenzstärker sind, die Oberhand. Solche späten Sukzessionsstadien enthalten kaum Flechten. Allerdings bietet die lange Zersetzungzeit der Streu mancher Gefäßpflanzen, insbesondere von *Artemisia campestris*, ein Substrat für Flechten wie *Agonimia opuntiella*, *Caloplaca raesaenii*, *Phaeophyscia cernohorskyi* und andere Epiphyten und Streubesiedler, wie erste Studien in Steppenrasen in Südtirol zeigen (unveröff. Daten CD). Die späten moosdominierten Sukzessionsstadien der Kryptogamen in Federgras-Steppen, aber auch in Halbtrockenrasen, bilden den Verband *Rhytidion rugosi* mit dem *Abietinellatum abietinae* als wichtigster Assoziation. Die Anzahl der Moosarten in solchen Beständen ist eher gering und die beteiligten Arten neigen zu Dominanz. Meist sind es *Abietinella abietina*, *Homalothecium lutescens* und *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*. Alternativ zu dem Konzept der Vereinigung aller „pleurokarpen“ Gesellschaften in lediglich einer Klasse, hat Marstaller (2002) mit der Klasse *Pleurochaeto squarrosae-Abietinelletea abietinae* bzw. Ordnung *Pleurochaeto squarrosae-Abietinellatalia abietinae* eine Trennung der basi- und azidophytischen Gesellschaften der pleurokarpen Moose vorgeschlagen. Demnach stünde das *Abietinellatum abietinae* dann in einem Verband *Abietinellion abietinae*.

In der Gefäßpflanzen-Syntaxonomie spielen Moose und Flechten eher eine Nebenrolle. Meist charakterisieren sie lediglich höhere Syntaxa wie Klassen. Gleichzeitig zeigen sie jedoch oftmals dezidiert bestimmte Umweltbedingungen an und können als Differentialarten niederrangiger Vegetationseinheiten wie Varianten oder Ausbildungen dienen. Besonders die einjährigen Moosarten mit Entwicklung im Winter sind in Gefäßpflanzenaufnahmen oft auch nicht vollständig erfasst. Echte Moos- oder Flechtenkennarten des *Festucion valesiacae* gibt es in Deutschland nicht. Das seltene *Pterygoneurum subsessile* (Abb. 19a) auf offenen Lehm- oder Lössböden und die gleichermaßen xerophile wie nitrophile Artengruppe *Syntrichia ruralis*, die in der Federgras-Steppe mit den Kleinarten *S. calcicola*, *S. ruralis* und *S. ruraliformis* vertreten ist (Marstaller 2017), stellen aber offenbar Differentialarten des Verbandes dar (Becker 1998a, Schütze 2014). Allerdings wachsen diese Arten auch in *Sedo-Scleranthetea*- und *Koelerio-Corynephoretea*-Gesellschaften, und teilweise in Sekundärhabitaten wie Dächern. Auch die mediterran verbreitete *Tortella squarrosa* ist typisch für die Federgras-Steppe. Wie die *Syntrichia*-Arten entfaltet sie sich bei Wasserkontakt in Sekundärschnelle und kann somit auch sehr kurze Regenereignisse effektiv nutzen – eine Anpassung an sehr trockene Habitate. Tabelle 2 zeigt typische Moos- und Flechtenarten der Federgras-Steppe in Deutschland mit den entsprechenden Moos- und Flechten-Syntaxa, die sie indizieren. Für weitere typische Arten siehe Schütze (2014) und Ssymank et al. (2022).

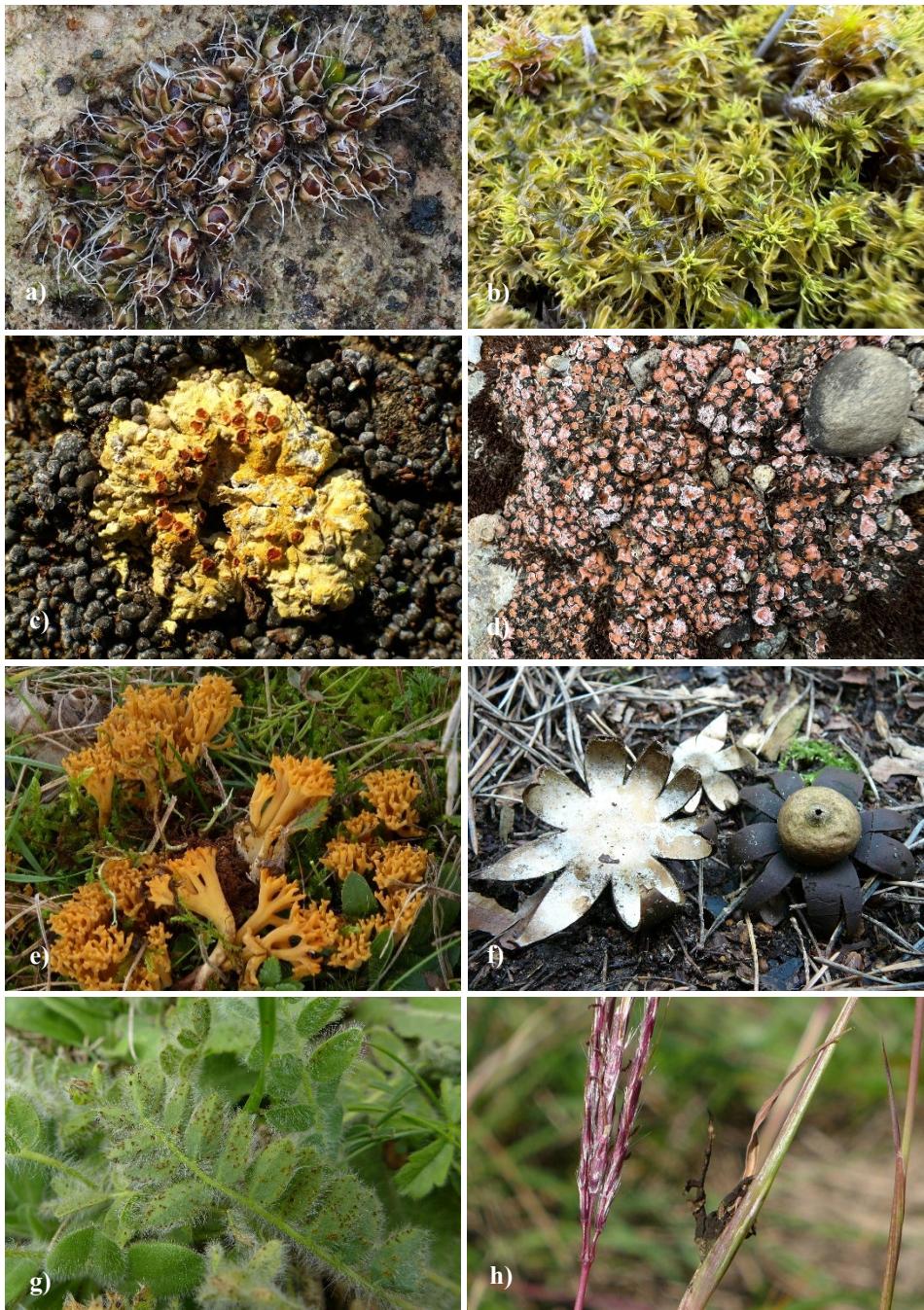


Abb. 19. Typische Moos-, Flechten- und Pilzarten der Federgras-Steppe. **a)** Kurzstieliges Flügelnervmoos (*Pterygoneurum subsessile*), **b)** Sparriges Spiralzahnmoos (*Tortella squarrosa*), **c)** Blaugraue Blasenkruste (*Toninia sedifolia*), **d)** Rotschuppe (*Psora decipiens*), **e)** Steppen-Koralle (*Phaeoclavulina roellinii* = *Ramaria roellinii*), **f)** Zitzen-Erdstern (*Geastrum corollinum*), **g)** Rost des Stängellosen Tragants (*Uromyces jordanianus*), **h)** Blütenbrand des Bartgrases (*Sporisorium andropogonis*) (Fotos: TB: b; d; J. Kruse: g–h; M. Lüth: a; H. Schubert: e; W. von Brackel: c; M. Wilhelm: f).

Tabelle 2. Typische Moos- und Flechtenarten der Federgras-Steppe (*Festucion valesiacae*) und ihre syntaxonomische Anbindung an die Moos- und Flechtenverbände sowie ihre Gefährdung und Seltenheit nach den Roten Listen Deutschlands. Nomenklatur der Arten nach Hodgetts et al. (2020) bzw. Wirth et al. (2011).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Syntax. Anbind.	RL	BS
Moose				
<i>Abietinella abietina</i>	Tannen-Thujamoos	Ry	V	mh
<i>Acaulon casasicanum</i>	Gipsboden-Knospenmoos	Gf	3	ss
<i>Barbula unguiculata</i>	Gekrümmtblättriges Bärchenmoos	Pc	*	sh
<i>Didymodon fallax</i>	Täuschendes Doppelzahnmoos	Gf	*	h
<i>Homalothecium lutescens</i>	Echtes Goldmoos	Ry	*	mh
<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>lacunosum</i>	Geschwoll. Zypressen-Schlafmoos	Ry	*	mh
<i>Microbryum curvicollum</i> (<i>Phascum curvicolle</i>)	Krummstieliges Zwergglanzmoos	Pc	V	mh
<i>Pseudocrossidium hornschuchianum</i> (<i>Barbula hornschuchiana</i>)	Hornschuchs Scheinfansenmoos	Gf	*	h
<i>Pterygoneurum ovatum</i>	Hohlblättriges Flügelnervmoos	Gf	V	mh
<i>Pterygoneurum subsessile</i>	Kurzstieliges Flügelnervmoos	Pc	3	s
<i>Ptychostomum imbricatulum</i>	Gezähneltes Vielzahnbirnmoos	Gf, Pc	*	mh
<i>(Bryum caespiticium)</i>				
<i>Rhytidium rugosum</i>	Hasenpfotenmoos	Ry	V	mh
<i>Streblotrichum convolutum</i> (<i>Barbula convoluta</i>)	Rollblättriges Bärchenmoos	Pc	*	h
<i>Syntrichia ruralis</i> agg.	Artengruppe Verbundzahnmoos	Gf, Pc		
<i>Tortella squarrosa</i> (<i>Pleurochaete squarrosa</i>)	Sparriges Spiralzahnmoos	Ry	3	s
<i>Tortula acaulon</i> (<i>Phascum cuspidatum</i>)	Knospen-Drehzahnmoos	Pc	*	h
<i>Tortula lindbergii</i> (<i>Pottia lanceolata</i>)	Lindbergs Drehzahnmoos	Pc	*	mh
<i>Weissia brachycarpa</i>	Kleinmündiges Perlmoos	Gf, Pc	V	mh
<i>Weissia controversa</i>	Zartgrünes Perlmoos	Gf, Pc	*	mh
Flechten				
<i>Cetraria aculeata</i>	Stachel-Hornflechte	Pp, Tn	3	s
<i>Cladonia foliacea</i>	Kleine Endivienflechte	Pp, Tn	3	s
<i>Cladonia furcata</i> subsp. <i>furcata</i>	Gabel-Säulenflechte	Pp	*	mh
<i>Cladonia furcata</i> subsp. <i>subrangiformis</i>	Rentier-Säulenflechte	Tn	3	mh
<i>Cladonia pyxidata</i> subsp. <i>pocillum</i>	Rosettige Becherflechte	Pp, Tn	3	s
<i>Collema tenax</i>	Zähe Leimflechte	Tn	*	h
<i>Diploschistes muscorum</i>	Moos-Krugflechte	Tn	3	s
<i>Fulgensia bracteata</i>	Kleinschuppige Feuerflechte	Tn	2	ss
<i>Fulgensia fulgens</i>	Gewöhnliche Feuerflechte	Tn	1	ss
<i>Placidium squamulosum</i>	Schuppiges Erdplättchen	Tn	3	s
<i>Psora decipiens</i>	Rotschuppe	Tn	2	s
<i>Psora saviczii</i>	Gips-Erdschorf	Tn	2	es
<i>Squamaria cartilaginea</i>	Platten-Schuppenkruste	Tn	2	ss
<i>Toninia physaroides</i>	Gefleckte Blasenkruste	Tn	2	s
<i>Toninia sedifolia</i>	Blaugraue Blasenkruste	Tn	2	s

Syntaxonomische Anbindung: Gf = *Grimaldion fragrantis*, Pc = *Phascion cuspidati*, Pp = *Polytrichion piliferi*, Ry = *Rhytidion rugosi*, Tn = *Toninion coeruleonigranticans*; RL – Rote Liste-Kategorie Deutschland (Moose: Caspari et al. 2018, Flechten: Wirth et al. 2011): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, * = keine Gefährdung. BS – Aktuelle Bestandssituation in Deutschland: es = extrem selten, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, h = häufig.

10. Pilze der Federgras-Steppe

Pilze sind auf organische Stoffe als Energiequelle angewiesen, saprotrophe Pilze auf tote und biotrophe Pilze auf lebende Biomasse. In beiden Gruppen gibt es viele hoch Spezialisierte Arten, die nur an einer oder wenigen nahe verwandten Pflanzenarten bzw. deren Resten vorkommen und existentiell an diese gebunden sind. Eine Bindung von Pilzarten an Pflanzengesellschaften kann deshalb entweder ökologisch (durch Umweltbedingungen) oder biologisch (durch genetisch gesteuerte Kompatibilität mit einzelnen Pflanzenarten) bedingt sein. Schätzungen gehen allgemein davon aus, dass auf jede Pflanzenart zwei bis fünf spezifisch an sie gebundene Pilzarten kommen. Mit den Pilzen sind wiederum weitere Organismen assoziiert. Beispiele sind hyperparasitische Pilze und bestimmte Insektenarten, denen die Pilze als Nahrung dienen. Das Aussterben einer einzigen Pflanzenart kann deshalb eine Kaskade des Aussterbens weiterer Arten auslösen (Blackwell & Vega 2018, Léveillé-Bourret et al. 2021).

Pilzgemeinschaften in Federgras-Steppen sind an hohe Einstrahlung, extreme Temperaturschwankungen und extreme Trockenheit angepasst. Viele der dort vorkommenden Arten sind daher – ähnlich wie bei den Gefäßpflanzen – Habitspezialisten.

Im Folgenden wird exemplarisch auf Großpilze und obligat biotrophe Kleinpilze der Federgras-Steppe eingegangen. Weitere Pilzgruppen bleiben unberücksichtigt. Inventarisierungen von Großpilzen mit einer Zuordnung zu Pflanzengesellschaften sind bisher selten erfolgt. Eine Ausnahme bilden die Untersuchungen von Winterhoff (1978a, b, 1986, 1990) in Rasen- und Wiesen-Steppen sowie weiteren Magerrasengesellschaften des nördlichen Oberrheingebiets und auf den fränkischen Gipshügeln. Demnach gehören Magerrasen und insbesondere die Federgras-Steppe bezüglich ihres Großpilzinventars zu den artenreichsten Pflanzengesellschaften des Offenlandes in Deutschland. Im Oberrheingebiet unterschied sich die Pilzflora nur unwesentlich zwischen den beiden Gesellschaften der trockensten Standorte, der Federgras-Steppe und den Felsrasen des *Xerobromion*, jedoch erheblich von der Wiesen-Steppe und den übrigen Magerrasen auf tiefgründigeren Böden mit besserer Wasser- und Nährstoffversorgung (Winterhoff 1990). Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen Łuszczynski et al. (2022) in Südpolen. Auch dort waren sich die Großpilzgemeinschaften der Federgras-Steppe und Fels-Steppe sehr ähnlich. Die wichtigsten Pilzkomponenten beider Gesellschaften dort waren Bauchpilze der Gattungen *Bovista*, *Disciseda*, *Tulostoma* und *Gastroporium simplex*. Mit ihren gasteroiden Fruchtkörpern, bei denen die Sporen bis zur Reife im Fruchtkörper verbleiben, sind die Bauchpilze am besten geeignet, den extremen Bedingungen in der Federgras-Steppe standzuhalten (Dörfelt & Ruske 2008). Im Gegensatz dazu waren die Wiesen-Steppen eher durch Pilze mit agaricoiden Fruchtkörpern gekennzeichnet, d. h. durch Pilze mit zentralem Stiel und lamellenträgtem Hut (Łuszczynski et al. 2022). Ein hoher Anteil von Bauchpilzen ist allgemein charakteristisch für die Steppen und Halbwüsten Osteuropas und Asiens. Er kennzeichnet auch die Federgras-Steppen in Mitteleuropa.

Eine besondere Umweltanpassung zeigen manche Erdsterne wie der Ungarische Erdstern (*Geastrum hungaricum*) und der Zitzen-Erdstern (*Geastrum corollinum*) (Abb. 19f). Bei diesen Bauchpilzen lösen sich die im trockenen Zustand kugelförmigen Fruchtkörper vom Myzel und werden als Steppenroller mit dem Wind verbreitet. Erst bei Feuchtigkeit öffnen sie sich und entlassen ihre Sporen (Dörfelt & Ruske 2008).

In Tabelle 3 sind exemplarisch einige Großpilze mit einem Häufungsschwerpunkt in der Federgras-Steppe in Deutschland aufgeführt (u. a. nach Winterhoff 1990, Täglich 2009, Girwert 2010, Stolle 2014a, DGfM 2025). Viele dieser Arten sind in den Steppen Osteuropas

Tabelle 3. Typische Großpilze der Federgras-Steppe (*Festucion valesiacae*) sowie Brandpilze und Rostpilze, die obligat an einzelne Gefäßpflanzenkennarten der Federgras-Steppe gebunden sind, und ihre Gefährdung, aktuelle Bestandssituation sowie Schutzverantwortlichkeit nach den Roten Listen Deutschlands (Dämmrich et al. 2016, Thiel et al. 2023).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Obligator Wirt	RL	BS	SV
Großpilze					
<i>Bovista tomentosa</i>	Filziger Bovist	–	G	ss	
<i>Infundibulicybe glareosa</i>	Steppen-Trichterling	–	2	ss	
<i>Disciseda bovista</i>	Großer Scheibenbovist	–	3	s	
<i>Disciseda candida</i>	Kleiner Scheibenbovist	–	3	s	
<i>Gastroporium simplex</i>	Steppen-Trüffel	–	*	s	
<i>Geastrum corollinum</i>	Zitzen-Erdstern	–	*	ss	
<i>Geastrum hungaricum</i>	Ungarischer Erdstern	–	D	?	
<i>Montagnea arenaria</i>	Wüsten-Tintling	–	R	es	
<i>Phaeoclavulina roellinii</i> (<i>Ramaria roellinii</i>)	Steppen-Koralle	–	R	es	
<i>Polyporus rhizophilus</i>	Steppen-Stielporling	–	R	es	
Brandpilze					
<i>Anthracoidea humilis</i>	Erdseggen-Kohlenbeere	<i>Carex humilis</i>	2	ss	
<i>Sporisorium andropogonis</i>	Bartgras-Blütenbrand	<i>Bothriochloa ischaemum</i>	2	s	
<i>Thecaphora oxytropis</i>	Fahnenwicken-Hülsenbrand	<i>Oxytropis pilosa</i>	2	ss	?
<i>Tranzscheliella minima</i>	Pfriemengras-Peridium-Halm- brand	<i>Stipa capillata</i>	1	es	
<i>Urocystis schizocaulon</i>	Gelber Zahntrost-Stängelbrand	<i>Odontites luteus</i>	0	ex	?
Rostpilze					
<i>Aecidium otitis</i>	Ohrlöffel-Leimkraut-Aecidium	<i>Silene otites</i>	0	ex	
<i>Melampsora euphorbiae-</i> <i>gerardiana</i>	Steppenwolfsmilch-Gerards Rost	<i>Euphorbia seguieriana</i>	0	ex	
<i>Microbotryum major</i>	Ohrlöffelleimkraut- Staub- blattrost	<i>Silene otites</i>	2	ss	
<i>Puccinia amphispora</i>	Erdseggen-Amphisporen-Rost	<i>Carex humilis</i>	2	ss	
<i>Puccinia caricicola</i>	Steppenseggen-Rost	<i>Carex supina</i>	1	es	?
<i>Puccinia cesati</i>	Bartgras-Rost	<i>Bothriochloa ischaemum</i>	2	ss	
<i>Puccinia coetanea</i>	Blaugrünes Labkraut-Rost	<i>Galium glaucum</i>	3	s	
<i>Puccinia humilicola</i>	Erdseggen-Großsporiger Rost	<i>Carex humilis</i>	2	ss	
<i>Puccinia linosyridis-</i> <i>caricis</i> ¹	Goldsteppenaster-Erdseggen- Rost	<i>Galatella linosyris</i> , <i>Carex</i> <i>humilis</i>	3	s	
<i>Puccinia thymi</i> ¹	Pfriemengras-Lamiaceen-Rost	<i>Stipa capillata</i> , <i>Salvia nemorosa</i>	1	ss	
<i>Uromyces cristulatus</i>	Steppenwolfsmilch-Schollen- Rost	<i>Euphorbia seguieriana</i>	0	ex	
<i>Uromyces dianthi</i> ¹	Steppenwolfsmilch-Nelken- Rost	<i>Euphorbia seguieriana</i>	2	ss	
<i>Uromyces jordanus</i>	Stängeloser Tragant-Rost	<i>Astragalus exscapus</i>	2	s	!!
<i>Uromyces laevis</i>	Steppenwolfsmilch- Deformierender Rost	<i>Euphorbia seguieriana</i>	2	ss	
<i>Uromyces tinctoriicola</i>	Steppenwolfsmilch-Warzen- Rost	<i>Euphorbia seguieriana</i>	0	ex	

¹Rostpilz mit Wirtswechsel. RL – Rote Liste Deutschland-Kategorie: 0 = ausgestorben oder verschollen (Letztnachweise: 1926–1938), 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung unbekannten Ausmaßes, V = Vorwarnliste, R = extrem selten, * = ungefährdet, D = Daten unzureichend. BS – Aktuelle Bestandssituation in Deutschland: ex = ausgestorben oder verschollen, es = extrem selten, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, h = häufig, ? = unbekannt. SV – Schutzverantwortlichkeit Deutschlands: !! = in besonders hohem Maße verantwortlich, ? = Daten ungenügend, evtl. höhere Verantwortlichkeit zu vermuten.

und Asiens weiter verbreitet. Die in Tabelle 3 genannten 20 Brand- und Rostpilzarten sind dagegen auf die Federgras-Steppe beschränkt, da sie obligat an die Gefäßpflanzen-Kennarten der Federgras-Steppe gebunden sind, z. B. der Rost des Stängellosen Tragants (*Uromyces jordanus*) oder der Blütenbrand des Bartgrases (*Sporisorium andropogonis*) (Abb. 19g–h). Sie sind somit ebenfalls Kennarten des *Festucion valesiacae*. Weitere hochspezialisierte pflanzenparasitische Kleinpilze wachsen auf Gefäßpflanzen-Kennarten der Federgras-Steppe, aber auch auf nahe verwandten Pflanzenarten, die nicht zu den Kennarten der Federgras-Steppe gehören. Beispielsweise kommen die auf *Thesium linophyllum* lebenden Rostpilze *Puccinia passerini* und *P. thesii* sowie der Echte Mehltäubling *Erysiphe thesii* jeweils auch auf mindestens einer weiteren *Thesium*-Art vor. Insgesamt sind auf den 58 Gefäßpflanzen-Kennarten der Federgras-Steppe aus Tabelle 1 in Deutschland bisher 94 Arten von obligat biotrophen Kleinpilzen aus den Gruppen der Rostpilze (65 Arten), der Brandpilze (15 Arten), der Echten Mehltäue (neun Arten) und der Falschen Mehltäue (fünf Arten) nachgewiesen (Thiel et al. 2023). Auffällig ist darunter der überdurchschnittlich hohe Anteil von Rostpilzen, während Falsche Mehltäue nur in geringer Zahl vorhanden sind. Letztere stellen höhere Ansprüche an die Luftfeuchtigkeit, die in den Federgras-Steppen fehlt. Viele Rostpilze kommen mit den extremen Temperaturen und der Trockenheit in Federgras-Steppen besser zurecht. Pilzarten haben gegenüber ihren Wirten zusätzliche Habitatansprüche, so dass in der Regel nur ein Teil der Wirtspopulationen als Lebensraum geeignet ist und sie oft wesentlich seltener sind als ihre Wirte. Deshalb ist der Anteil bestandsgefährdeter Arten in diesen Organismengruppen überdurchschnittlich hoch (Thiel et al. 2023). All dies zeigt, dass der Erhalt der Federgras-Steppe eine hohe Bedeutung für den Schutz von Pilzarten hat.

11. Pflanzengesellschaften der Federgras-Steppe

Die ersten Vegetationsaufnahmen der Federgras-Steppe in Deutschland wurden aus Thüringen und Bayern (Kaiser 1930) sowie aus Brandenburg (Hueck 1931, Libbert 1933) publiziert. Kaiser und Hueck sprachen von einem *Stipetum capillatae*, Libbert von einem *Potentillo arenariae-Stipetum capillatae* und Altehage (1937) etwas später an der unteren Saale von einer *Stipa capillata*-Fazies einer *Festuca valesiaca-Erysimum crepidifolium*-Gesellschaft – in Anlehnung an das von Klika (1933) aus Böhmen beschriebene *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacae* Klika 1933. Zur gleichen Zeit bezeichnete Meusel (1937, 1939) Federgras-Steppen im Unstruttal und Kyffhäuser nach der dort häufigen Erd-Segge als *Caricetum humilis stipetosum* oder als Steppenheide. Knapp (1942) klassifizierte dann die mitteldeutschen Federgras-Steppen als *Astragalo exscapi-Stipetum capillatae medio-germanicum* und unterteilte die Assoziation weiter in ein *Astragalo-Stipetum alto-saalense* und *unstruto-saalense*, während Gauckler (1957) die fränkischen Federgras-Steppen als *Festuco sulcatae-* bzw. *Astragalo danici-Stipetum capillatae franco-gypsaceum* beschrieb. Diese regionalisierte Namensgebung wurde aber wieder verworfen. Im Folgenden beschrieb Mahn (1957) die mitteldeutschen Federgras-Steppen als *Festuco valesiacae-Stipetum capillatae*. Dieser Name war jedoch bereits von Sillinger (1930) für Bestände in der Westslowakei verwendet worden, so dass der Name von Mahn evtl. ein späteres Homonym darstellt und dann zu verwerfen wäre. Zwei weitere von Mahn (1965) beschriebene Assoziationen, das *Teucrio montanae-Stipetum capillatae* von mitteldeutschen Kalkstandorten und das mit Saumarten durchsetzte *Geranio sanguinei-Stipetum capillatae* von der Steinklöbe im Unstruttal, fanden überregional wenig Beachtung. Hensen (1995) stufte in ihrer Übersicht der Federgras-

Steppen Nordost- und Mitteldeutschlands das *Teucrio-Stipetum* zur Subassoziation *teucrietosum montani* des *Festuco valesiacae-Stipetum capillatae* herab und Becker (1998a) im unteren Unstruttal das *Geranio-Stipetum* zum *Festuco-Stipetum phleetosum phleoidis*. Auch Schubert (2001) führt im Prodromus der Pflanzengesellschaften Sachsen-Anhalts beide Gesellschaften nur noch als Subassoziationen auf, das *Geranio-Stipetum* jedoch als *geranietosum sanguinei*. Weitere Subassoziationen des *Festuco-Stipetum* wurden (teilweise ungültig) von Mahn (1965), Böhnert (1978), Becker (1998a, 2003) und Becker et al. (2007) beschrieben. Jandt (1999) nannte aus dem Kyffhäusergebiet entsprechende Varianten. Die Federgras-Steppen der Gipskeuperhügel des Thüringer Beckens wurden von Kinlechner (1970) auch als *Onobrych(id)o arenariae-Stipetum capillatae* beschrieben, das aber ebenfalls kaum Beachtung fand und auch nicht wirksam publiziert ist. Auch das noch von Mahn (1965) und Schubert (1974) unterschiedene *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacae* Klika 1933 auf Sekundärstandorten wurde von Schubert (2001) in das *Festuco-Stipetum* einbezogen, wird aber z. B. in Tschechien weiterhin unterschieden (Chytrý et al. 2007).

Wie bereits erwähnt, erhielt die nordostdeutsche Federgras-Steppe ihren Namen *Potentillo arenariae-Stipetum capillatae* – jetzt: *Potentillo incanae-Stipetum capillatae* – von Libbert (1933). Später wurde sie von Krausch (1961a) untersucht, der sie wieder *Stipetum capillatae* nannte, da *Potentilla incana* (= *P. arenaria*) seiner Meinung nach keine Charakterart der Gesellschaft sei. Da Krausch die Gesellschaft aber nicht neu definierte, ist sein Namensvorschlag unwirksam.

In Südwestdeutschland wurde die Federgras-Steppe des Mainzer Sandes und des Nahetales zunächst von Knapp (1944) als *Astragalo-Stipetum mogontiacense* (abgeleitet von Moguntiacum, dem römischen Mainz) beschrieben. Später beschrieb Oberdorfer (1957) die Bestände des Mainzer Sandes als *Trinio glaucae-Stipetum capillatae* Oberdorfer 1957 und die des Nahetales als *Erysimo crepidifolii-Stipetum capillatae* Oberdorfer 1957. Korneck (1974) fasste dann die Artenverbindungen der Federgras-Steppe Süddeutschlands als *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae* zusammen (Oberdorfer & Korneck 1993), dessen Autorenzitat nicht, wie häufig angegeben, „(Knapp 1944) Korneck 1974“, sondern „Korneck 1974“ lautet. Kennzeichnend für diese Gesellschaft ist nach Korneck (1974) der stärkere submediterrane Charakter mit Arten wie *Allium sphaerocephalon* und *Bromus erectus*. *Bromus erectus* kommt mittlerweile allerdings auch in praktisch allen mitteldeutschen Federgras-Steppen häufig vor. Nach der deutschen Wiedervereinigung wurden dann alle drei Assoziationen übernommen, was aufgrund ihres räumlichen Ausschlusses erst einmal kein Problem darstellt (Pott 1995, Rennwald et al. 2002).

Potentillo incanae-Stipetum capillatae (Hueck 1931) Libbert 1933 nom. corr. – Nordost-deutsche Federgras-Steppe

Festuco valesiacae-Stipetum capillatae Mahn 1957 non Sillinger 1930 – Mitteldeutsche Federgras-Steppe

Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae Korneck 1974 – Süddeutsche Federgras-Steppe

Bei diesen drei Gesellschaften handelt es sich allerdings um Territorialassoziationen, die sich aus der isolierten Betrachtung der Teilareale ergeben haben, wie der geschichtliche Abriss zeigt. Nur Teile der nordostdeutschen und mitteldeutschen Vorkommen sind von Hensen (1995) einmal tabellarisch miteinander verglichen worden, nicht jedoch die ostdeutschen mit den westdeutschen. Es ist daher nicht verwunderlich, dass die Gliederung

Fragen aufwirft: Zum Beispiel umfassen sowohl das *Festuco-Stipetum* als auch das *Allio-Stipetum* recht unterschiedliche Bestände, die sich aber oftmals entsprechen, z.B. die jeweiligen Bestände auf Kalk- oder Silikatböden. Auch die nordostdeutschen (*Potentillo-Stipetum*) und südwestdeutschen (*Allio-Stipetum*) Bestände auf Sandböden ähneln sich deutlich. Es ist zu vermuten, dass in einer Gliederung auf der Basis aller Arten substrat-abhängige Typen stärker betont würden. Auch weisen die drei Territorialassoziationen selbst innerhalb Deutschlands kaum oder keine Charakterarten und nur wenige Differentialarten auf. Lediglich *Allium sphaerocephalon* als regionale Kennart des süddeutschen *Allio-Stipetum* fehlt weitgehend in den mittel- und nordostdeutschen Beständen, während *Festuca valesiaca* als Kennart des mitteldeutschen *Festuco-Stipetum* zwar in den nordostdeutschen, nicht aber in allen südwestdeutschen Beständen fehlt. *Potentilla incana* ist dagegen in allen drei Assoziationen häufig und stellt somit keine Kennart des nordostdeutschen *Potentillo-Stipetum* dar, weshalb bereits Pott (1995) dessen Angliederung an das *Festuco-Stipetum* forderte. Ein weiterer Grund für die inkonsistente Gliederung liegt in den unterschiedlichen Klassifizierungsmethoden. Während in der DDR die Gliederung sich überwiegend an diagnostischen Artengruppen nach der Eberswalder Schule orientierte, folgte man in der damaligen BRD der Kennartenmethode der Zürich-Montpellier-Schule. Allein dieser Umstand hat die Beschreibung gemeinsamer Syntaxa mindestens behindert (obwohl die unterschiedlichen Schulen keine gemeinsamen Syntaxa verbieten). Außerdem sollte nach der Kennartenmethode jede Assoziation mindestens eine nur auf diese beschränkte Kennart besitzen, was bei der Federgras-Steppe aber kaum zu erreichen ist. Am Ende war nach zwei ostdeutschen Territorialassoziationen eine dritte westdeutsche folgerichtig. Heute wird die Vegetation auf Basis aller Arten mit numerischen Methoden gegliedert, woraus sich dann die Kennarten ergeben. Auch das gut gemeinte, aber einschränkende (und letztlich willkürliche) Prinzip „mindestens eine Kennart pro Assoziation“ lässt sich oft nicht aufrechterhalten.

Um sich nicht festzulegen (oder um alle Bestände in einer Assoziation zusammenzufassen), wird immer wieder der alte Name *Stipetum capillatae* oder *Stipetum capillatae* s.l. verwendet (Evers 1997, Hensen 1997, Jandt 1999, Kämpf & Fartmann 2011). Eine einzige Assoziation erscheint uns jedoch nicht ausreichend, um die Unterschiedlichkeit der Federgras-Steppe in Deutschland (oder darüber hinaus) adäquat zu beschreiben. In Tschechien mit ähnlich vielfältigen Federgras-Steppen werden sechs Assoziationen unterschieden (Chytrý et al. 2007) – einschließlich des *Stipetum tirsae* Meusel 1938, das aber offenbar zur Ordnung der *Brachypodietalia* gehört (Willner et al. 2019). Die syntaxonomische Stellung des *Genisto pilosae-Stipetum stenophyllae* (*tirsae*) Korneck 1974 ist hingegen unklar. Diese Lokal-Assoziation kommt lediglich im oberen Nahetal auf kalkfreiem Eruptivgestein vor. Laut Korneck (1974) und Oberdorfer & Korneck (1976) gehört es zum *Festucion valesiacae*. Wir halten es für möglich, dass sie zum *Koelerio-Phleion phleoidis* gehört.

Natürlich kann man die drei oben genannten Assoziationen als Namen für Pflanzengesellschaften in geographischen Räumen weiterhin verwenden, viel mehr bedeuten sie jedoch nicht. Daher erscheint eine syntaxonomische Revision der Federgras-Steppen Deutschlands zweckmäßig, am besten zusammen mit denen der Nachbarländer mit einer numerischen Methode. Es bleibt abzuwarten, welche syntaxonomischen Schlussfolgerungen sich daraus ergeben.

12. Habitat- und Biotoptypen der Federgras-Steppe

Die Federgras-Steppe gehört gemäß der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union zum prioritär zu erhaltenden Lebensraumtyp (LRT) *6240 Subpannonische Steppen-Trockenrasen. Dieser Lebensraumtyp umfasst jedoch auch Teile der Wiesen-Steppe (*Cirsio-Brachypodion*) und Fels-Steppe (*Stipo pulcherrimae-Festucetalia pallentis*) (Ssymank et al. 2022). Daher deckt die Verbreitungskarte des LRT *6240 größere Gebiete ab als unsere Verbreitungskarte der Federgras-Steppe in Abbildung 1. Gemäß der Liste der Biotoptypen Deutschlands (Finck et al. 2017) gehört die Federgras-Steppe auf kalkreichem Untergrund zum Biotoptyp 34.01.01.02 Subkontinentale Trockenrasen auf karbonatischem oder sonstigem basenreichen Untergrund bzw. zum Biotoptyp 34.03.01 Steppenrasen (subkontinental, auf tiefgründigem Boden), der sich wiederum in die drei Untertypen gliedert: Gemähte (01), beweidete (02) oder brachgefallene (03) Federgras-Steppe (Finck et al. 2017). In dem heute nur noch selten benutzten EUNIS-System bilden Federgras-Steppen den Typ E1.22.

Mittlerweile stellt sich auch schon die Frage, wie mit von *Bromus erectus*-dominierten Beständen des LRT *6240 naturschutzfachlich umzugehen ist. Unserer Meinung nach sollten sie bei ausreichendem Vorkommen kontinentaler Kennarten im *Festucion valesiacae* verbleiben. Damit würden sie auch weiterhin zum prioritären LRT *6240 und den entsprechenden Biotoptypen gehören. Für einen Ausschluss aus dem LRT *6240 allein aufgrund einer Dominanz von *B. erectus*, trotz weiterhin existenten kontinentalen Kennarten wie Stolle et al. (2014) es vorschlagen, gibt es nicht ausreichend Argumente; zumindest ist es für ein solches Vorgehen noch zu früh. Eine Zuordnung zu einem submediterranen Verband und den entsprechenden Habitat- oder Biotoptypen kann nach erst bei einem Verschwinden der kontinentalen Kennarten und dem Einwandern weiterer submediterraner Kennarten in Betracht gezogen werden.

13. Federgras-Steppen außerhalb Deutschlands

Diese Beschreibung der Federgras-Steppen außerhalb Deutschlands bezieht sich auf das Gebiet von den Alpen über das böhmische Becken, Transsylvanien (Siebenbürgen) und den pannonicischen Raum bis in die zonale Steppenzone der Südkraine und Russlands.

Die inneralpinen Trockentäler mit Vinschgau und Aostatal (Italien) und Wallis (Schweiz) als wichtigste Zentren der inneralpinen „Steppe“ weisen ebenso wie die deutschen Areale ein niederschlagsarmes, kontinentales Klima auf, das zur Ausbildung einer charakteristischen Trockenvegetation geführt hat (Braun-Blanquet 1961) (Abb. 20 und 21). Die inneralpinen Trockenrasen wurden zunächst von Braun-Blanquet (1936) zum Verband *Festucion valesiacae*, später zu eigenständigen Verbänden (*Stipo-Poion xerophilae* in den Ostalpen, *Stipo-Poion carniolicae* in den Westalpen) der Ordnung *Festucetalia valesiacae* gestellt (Braun-Blanquet 1961). Eine Revision der ostalpischen Trockenrasen (Willner et al. 2024) ergab allerdings, dass es sich bei diesen Gesellschaften zum überwiegenden Teil um Fels-Steppen handelt, die nur wenig mit den pannonicischen, osteuropäischen und deutschen Federgras-Steppen gemeinsam haben. Auch floengeschichtlich zeigen die inneralpinen Steppenrasen eine deutliche Eigenständigkeit (Kirschner et al. 2020).

Im böhmischen Becken beschrieb Klika (1933) im Verband *Festucion valesiacae* nur eine Gebietsassoziation, das *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacae* Klika 1933 (zu dem früher auch mitteldeutsche Bestände gerechnet wurden, siehe Kap. 11), welches er dem pannonicischen *Ranunculo illyrici-Festucetum valesiacae* Klika 1931 gegenüberstellte.



Abb. 20. Federgras-Steppe als *Festuco-Caricetum supinae* auf Glimmerschiefer im Tartscher Bichl in Südtirol (Italien). Die Bestände werden von *Festuca valesiaca* aufgebaut, *Stipa*-Arten fehlen (Foto: WW, 05.06.2023).



Abb. 21. Dieser *Stipa*-Rasen mit Zierlichem Federgras (*Stipa eriocalis*) im Tal der Durance in den französischen Alpen ist ein submediterraner Kalk-Trockenrasen des *Xerobromion*. Die Kenntnis der *Stipa*-Arten ist für die syntaxonomische Einordnung von *Stipa*-Rasen entscheidend. Im Vordergrund blüht die submediterrane *Trinia glauca* (Foto: TB, 07.06.2024).

In der nationalen Übersicht der tschechischen Trockenrasen (Chytrý et al. 2007) werden dagegen fünf Assoziationen für Böhmen angegeben. Die Gliederung der böhmischen Assoziationen, welche im Wesentlichen auf Kolbek (1975, 1978) zurückgeht, fußt hauptsächlich auf den vorherrschenden Grasarten. So dominieren im *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacae* *Festuca valesiaca* und *Koeleria macrantha*, im *Festuco rupicolae-Caricetum humilis* Klika „1939“ (richtig wohl 1951) *Festuca rupicola* und *Carex humilis*, im *Koelerio macranthae-Stipetum joannis* Kolbek 1978 *Stipa pennata* und *S. pulcherrima*, und im *Festuco valesiacae-Stipetum capillatae* Sillinger 1930 *Stipa capillata* und *Festuca valesiaca*. Chytrý et al. (2007) dehnen dieses Gliederungsprinzip auf ganz Tschechien aus, womit die von Klika betonte biogeographische Differenzierung zwischen Böhmen und dem stärker pannonicisch geprägten Mähren wegfällt. Lediglich das *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacae* bleibt auf Böhmen beschränkt. Diese Assoziation ist vor allem durch das hochstete Auftreten von *Anthericum liliago* und *Erysimum crepidifolium* charakterisiert – zwei Arten, die in den pannonicischen Steppenrasen fast vollständig fehlen.

Die pannoniche Florenprovinz im Sinne von Meusel & Jäger (1992) umfasst das Karpatenbecken und seine Randgebiete, inklusive Südmähren, Wiener Becken und Alpenostrand im Westen und Siebenbürgen im Osten. Gesellschaften des Verbands *Festucion valesiacae* sind in der gesamten Region weit verbreitet, aber oft nur noch kleinflächig erhalten. Die Umwandlung in Siedlungs- und Ackerland und Sukzessionsprozesse nach Aufgabe der traditionellen Beweidung haben ihre Fläche teils dramatisch reduziert (Holzner et al. 1986).

Stipa capillata kommt in Pannionen zwar mit hoher Stetigkeit vor, es dominieren aber fast immer Arten der Gattung *Festuca*, und zwar je nach Substrat *F. valesiaca*, *F. pseudovina* oder *F. rupicola*. Insgesamt wurden in der pannonicischen Region mehr als 20 Assoziationen beschrieben, die sicher oder wahrscheinlich dem Verband *Festucion valesiacae* zuzuordnen sind. Leider sind die nationalen Übersichten (Österreich: Mucina & Kolbek 1993; Tschechien: Chytrý et al. 2007; Slowakei: Škodová et al. 2014; Ungarn: Borhidi et al. 2012; Rumänien: Coldea & Sârbu 2012) nicht harmonisiert und nur schwer vergleichbar. Auch die Abgrenzung des Verbands gegenüber dem *Koelerio-Phleion* und den Fels-Steppen der Ordnung *Stipo-Festucetalia pallentis* ist nicht immer klar. Erste Versuche einer Revision mit numerischen Methoden (Dúbrovková et al. 2010, Dengler et al. 2012, Willner et al. 2013a) konnten erst teilweise Licht in die verwirrende floristische und nomenklatorische Vielfalt der pannonicischen Trockenrasen bringen. Somit kann hier nur eine grobe Übersicht geboten werden, wobei der Fokus auf den Verhältnissen in Ost-Österreich liegt.

Der Walliser Schwingel (*Festuca valesiaca*) hat im pannonicischen Raum den Schwerpunkt seines Vorkommens auf Festgestein. Über Kalk findet man das *Ranunculo illyrici-Festucetum valesiacae* Klika 1931, welches zugleich der nomenklatorische Typus des Verbands ist (Locus classicus: Pollauer Berge (Pavlovské vrchy) in Südmähren; Klika 1931). Inhaltlich ist es wahrscheinlich mit dem aus der West-Slowakei beschriebenen *Festuco valesiacae-Stipetum capillatae* Sillinger 1930 identisch. Neben den optimal entwickelten Verbands-Kennarten können eventuell *Inula oculus-christi*, *Hesperis tristis* und *Ranunculus illyricus* als regionale Kennarten der Assoziation gelten. Schöne Beispiele findet man in den Hainburger Bergen (Pokorny & Strudl 1986), im Weinviertel (Eijsink et al. 1978, als *Allio montani-Festucetum valesiacae*) und bei Gießhübl am Alpenostrand (Wagner 1941, Willner et al. 2013b). Über Dolomit trifft man am Alpenostrand kleinflächig das *Medicagini minimae-Festucetum valesiacae* Wagner 1941 an, das floristisch zu den Felstrockenrasen überleitet. Das Gegenstück zum *Ranunculo illyrici-Festucetum valesiacae* bildet über Silikat

das zum *Koelerio-Phleion phleoidis* gehörige *Avenulo pratensis-Festucetum valesiacae* Vicherek, Chytrý, Pokorný-Strudl, Strudl et Koó 1997, welches vor allem am Rand der Böhmischen Masse zu finden ist (Chytrý et al. 1997).

Über Lockersubstrat dominiert meist der Furchen-Schwingel (*Festuca rupicola*), wobei drei floristisch recht klar differenzierte Gesellschaften zu unterscheiden sind: *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1959 über Löss (Differentialarten u. a. *Chamaecytisus austriacus*, *Salvia nemorosa*, *Taraxacum serotinum* und *Viola ambigua*); *Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae* Soó 1957 über basischen Sanden (Differentialarten: *Carex liparocarpos* und *Thesium ramosum*) und *Peucedano oreoselini-Festucetum rupicolae* Vicherek, Koó, Chytrý et Šumberová 1997 über sauren Sanden (Differentialarten: *Rumex acetosella*, *Potentilla argentea*, *Agrostis vinealis*, *Carex praecox*) (vgl. Willner et al. 2013a).

Weitere ökologisch und floristisch gut differenzierte Gesellschaften sind das *Teucrio botrys-Andropogonetum* Sauberer et Wagner 1942 auf den Schotterböden („Heißländer“) entlang der Donau (vgl. Willner et al. 2022) und das *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* Soó 1940 auf salzbeeinflussten Sanden im östlichen Vorland des Neusiedler Sees.

Weiter östlich setzen sich die Gesellschaften des *Festucion valesiacae* über Moldawien, die Ukraine und bis nach Russland fort (Preislerová et al. 2022). Die östlichsten Vorkommen des Verbandes sind von der Ostseite des Urals an der Grenze zur westsibirischen Ebene beschrieben (Bayanov & Yamalov 2013), allerdings ist ihre Zuordnung zum *Festucion valesiacae* noch nicht durch eine groß angelegte numerische Analyse belegt. In der Grassteppenzone Osteuropas, wo die klimatischen Bedingungen noch trockener sind, wird der Verband dann allmählich durch eine zonale Steppenvegetation ersetzt, die xerischer ist und den Verband *Stipion lessingianae* Soó 1947 bildet (Mucina et al. 2016). Dieser Verband wurde ursprünglich aus Siebenbürgen (Rumänien) beschrieben. In einer numerischen Analyse der pannonicischen und westpontischen Steppenrasen (Willner et al. 2017) bildeten die Typusaufnahmen des *Stipion lessingianae* allerdings eine Gruppe mit dem *Festucion valesiacae* und die westpontischen zonalen Steppen eine eigene Gruppe. Wenn sich dieses Ergebnis bestätigt, würde der Name *Stipion lessingianae* in die Synonymie des *Festucion valesiacae* fallen und die westpontischen zonalen Steppen würden den Namen *Stipo lessingianae-Salvion nutantis* Vynokurov 2014 erhalten.

Zonale Federgras-Steppen unterscheiden sich von den extrazonalen Federgras-Steppen der Waldsteppenzone durch eine größere Vielfalt an Horstgräsern (z. B. weitere *Stipa*-Arten, insbesondere *Stipa lessingiana*, *S. ucrainica* und *S. zalesskii*) und durch einen geringeren Anteil an Kräutern (Abb. 22). Zu den typischen Kräutern, welche die zonalen westpontischen Federgras-Steppen von den Federgras-Steppen des *Festucion valesiacae* auf Waldsteppenstandorten abgrenzen, gehören *Astragalus ucrainicus*, *Galatella villosa*, *Nepeta ucranica*, *Salvia nutans*, *Seseli campestre* und *Tanacetum millefolium*. In Gebieten mit noch trockeneren, halbwüstenartigen Bedingungen treten dann vermehrt *Artemisia*-Arten auf, insbesondere *A. lerchiana* und *A. taurica*. Diese Steppen bilden eine Übergangsvegetation zwischen den zonalen Grassteppen und Halbwüsten der Klasse *Artemisietea lerchianae* Golub 1994 und werden in der Literatur oft als Wüstensteppen (*desert steppes*) bezeichnet. Die östliche Grenze der Klasse *Festuco-Brometea* liegt dann im Altai-Gebirge, das eine natürliche Barriere bildet. Östlich des Altai, in Ostsibirien und der Mongolei, gehört die Steppenvegetation zur Klasse *Agropyretea cristati* Hilbig et Korolyuk 2000. Bemerkenswert ist, dass einige Arten, die in Mitteleuropa als Kennarten des *Festucion valesiacae* gelten, z. B. *Stipa capillata*, *Festuca valesiaca* und *Koeleria macrantha*, auch in *Agropyretea*



Abb. 22. Natürliche (zonale) Grassteppe des *Stipo ucrainicae-Agropyretum pectinati* Tyshchenko 1996 mit dominanter *Stipa lessingiana* und eingestreuter *Stipa ucrainica* im Asow-Sywasch-Nationalpark südöstlich Kherson in der Südukraine (Foto: DV, 25.05.2021).

cristati-Gesellschaften häufig vorkommen und hier manchmal als diagnostische Arten für niederrangige syntaxonomische Einheiten dienen. Die übrige Artenzusammensetzung unterscheidet sich jedoch erheblich (Hilbig & Korolyuk 2000, Korolyuk & Makunina 2009).

14. Fauna der Federgras-Steppe

Die Federgras-Steppe ist nicht nur Hotspot der Phyto- und Pilzdiversität, sondern auch der Zoodiversität. Aufgrund der im Vergleich zu Pflanzen höheren Mobilität und Flächenansprüche der Tiere (Fartmann et al. 2021a), kombiniert mit der meist eher geringen Flächengröße der Federgras-Steppe in Deutschland, ist allerdings die Klassifikation von charakteristischen Tierarten für die Federgras-Steppe schwierig. Es gibt einige Publikationen über typische Tierarten von Steppenrasen im Allgemeinen (Wiesbauer 2008, LAU 2014, Zimmermann 2014, Ssymank et al. 2022). Darüber hinaus existieren Übersichten, welche die Fauna der Kalkmagerrasen der Klasse *Festuco-Brometea* insgesamt betrachten (z. B. Quinger et al. 1994). Studien mit Fokus auf Tiergruppen in der Federgras-Steppe, für die derartige Bestände ein wichtiger Teillebensraum oder gar der Hauptlebensraum sind, sind dagegen rar. Eine Ausnahme stellt die Arbeit von Kämpf (2011) zu den Heuschrecken-Gemeinschaften der Federgras-Steppe des Unteren Odertals dar.

Der wissenschaftliche Kenntnisstand zur Fauna von basenreichen Magerrasen ist in Deutschland für die Kalkhalbtrockenrasen des *Bromion erecti* Koch 1926 mit Abstand am besten (z. B. Fartmann 2024). Da es viele ökologische Gemeinsamkeiten zwischen Kalkhalbtrockenrasen und Federgras-Steppen gibt, greifen wir für generelle Aussagen zur Biodiversität und zu den Schlüsselfaktoren, die die Tierartenvielfalt in fragmentierten Magerrasen

bestimmen, auch auf solche Arbeiten zurück. Eine tabellarische Übersicht zu charakteristischen Arten erfolgt nur für die Artengruppen, bei denen uns die Erstellung einer weitgehend vollständigen Artenliste möglich erscheint. Dies ist der Fall für Vögel, Reptilien, Heuschrecken und etwas eingeschränkt auch für Wildbienen (Tab. 4).

Habitatqualität, -größe und -konnektivität sind mit abnehmender Bedeutung die Faktoren, die die Artenvielfalt in den noch verbliebenen Magerrasenrelikten erklären. Dies konnten Poniatowski et al. (2018b) für Kalkhalbtrockenrasen im hessischen Diemeltal anhand von Habitspezialisten unter den Heuschrecken, Tagfaltern und Zikaden zeigen. Der Faktor, der die Artenvielfalt in Magerrasen am stärksten positiv bestimmt, ist die Habitatdiversität (Diacon-Bolli et al. 2012, Helbing et al. 2017, Löffler & Fartmann 2017, Brüggeshemke et al. 2022). Etliche Arten sind zudem zwingend auf heterogene Lebensräume angewiesen, da sie im Laufe der Individualentwicklung Habitatwechsel vollziehen oder unterschiedliche Teilhabitatem nutzen (z. B. kurzrasige Jagd- und hochwüchsige Nisthabitatem) (Fartmann et al. 2021a). Darüber hinaus hat Habitatheterogenität eine puffernde Wirkung gegenüber Wetterextremen, da die Tierarten zumindest in gewissem Umfang Ausweichbewegungen vornehmen können (Stuhldreher & Fartmann 2018, Fartmann 2024).

Auch in Federgras-Steppen fördert eine strukturelle, edaphische oder Expositionsvielfalt den Tierartenreichtum (z. B. Fartmann et al. 2012). Zu den typischen Strukturen in Federgras-Steppen zählen Felsen, Steine, Grus, Abbruchkanten, offene Bodenstellen, kurz- und langrasige Vegetation, Sträucher, Gebüsche und Einzelbäume. In den Federgras-Steppen in Brandenburg ist beispielsweise ein räumliches Nebeneinander von eher sandigen Substraten und Geschiebemergeln typisch (Kämpf & Fartmann 2011). Hinsichtlich der Exposition dominieren mehr oder weniger steile Süd- und Westhänge bis zu hin zu Plateaulagen.

Für Insekten, als artenreichste Tiergruppe in Federgras-Steppen (Wiesbauer 2008, LAU 2014, Zimmermann 2014, Ssymank et al. 2022), spielen weitere Charakteristika der Habitatqualität eine entscheidende Rolle für die Artenvielfalt. Dies sind: 1. ein ausreichendes Angebot an frühen Sukzessionsstadien mit einem warmen Mikroklima, 2. die Verfügbarkeit von genügend Nisthabitatem (vor allem Abbruchkanten und offene Bodenstellen) und 3. eine hohe Phytodiversität (Fartmann et al. 2021a, Fartmann 2024).

Obwohl viele Gemeinsamkeiten zwischen den gut untersuchten Kalkhalbtrockenrasen und Federgras-Steppen bestehen, weisen Letztere insbesondere folgende ökologische Besonderheiten auf, die einen starken Einfluss auf die Fauna haben: 1. trockenere und wärmere Standorte, 2. größere Anteile vegetationsfreier Flächen (Offenboden), 3. eine Grasdominanz und 4. eine oftmals geringere Flächengröße. Das trockenwarme Mikroklima ist verantwortlich für sehr hohe Anteile an xero-thermophilen und oft hochgradig gefährdeten Tierarten in der Federgras-Steppe (z. B. Wiesbauer 2008, Kämpf 2011, LAU 2014). Gleichzeitig begünstigt das trockenwarme Großklima in den Vorkommensgebieten der Federgras-Steppe in Deutschland diese Arten. Der Offenbodenreichtum macht die Federgras-Steppe (und noch mehr die Fels-Steppe) darüber hinaus zu Hotspots bodennistender Tierarten (LAU 2014). Hierzu zählen beispielsweise viele Heuschrecken-, Bienen- oder Grabwespenarten (Fartmann et al. 2021a, Fartmann 2024). Aufgrund der Grasdominanz gehören unter den phytophagen Insekten relativ viele grasfressende Arten zu den Bewohnern der Federgras-Steppe, z. B. unter den Heuschrecken, Tagfaltern oder Zikaden (LAU 2014, Zimmermann 2014, Ssymank et al. 2022). Bedingt durch die Kleinflächigkeit hängt das Vorkommen sehr vieler Tierarten in der Federgras-Steppe auch unmittelbar von den angrenzenden Lebensraumtypen ab, insbesondere benachbarten Magerrasen und deren Flächenausdehnung.



Abb. 23. Typische Tagfalter- und Heuschreckenarten der Federgras-Steppe. **a)** Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*), **b)** Himmelblauer Bläuling ♂ (*Polyommatus bellargus*), **c)** Rotbraunes Wiesen-vögelchen (*Coenonympha glycerion*), **d)** Berghexe (*Chazara briseis*), **e)** Zweifarbige Beißschrecke ♀ (*Bicolorana bicolor*), **f)** Schwarzgefleckter Heidegrashüpfer ♂ (*Stenobothrus nigromaculatus*), **g)** Zwerngrashüpfer ♀ (*Stenobothrus crassipes*), **h)** Italienische Schönschrecke ♀ (*Calliptamus italicus*) (Fotos: G. Stuhldreher: a, TFa: b-f; DP: g-h).

Die Vogelgemeinschaft der Federgras-Steppe (Tab. 4) besteht aus neun typischen Arten der Magerrasen und Heiden (Flade 1994, Brüggemehmke et al. 2022). Unter den charakteristischen Vogelarten ist der Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) besonders auf die frühesten Sukzessionsstadien mit sehr kurzrasigen und offenbodenreichen Strukturen angewiesen (Kämpfer et al. 2019). Inzwischen kommt diese Art wegen unzureichender Bewirtschaftung nur noch äußerst selten in Federgras-Steppen in Deutschland vor. Die Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) tritt in Ostdeutschland in der Federgras-Steppe auf (Gedeon et al. 2014). Alle anderen in Tabelle 4 aufgeführten Vogelarten sind noch regelmäßig im gesamten deutschen Verbreitungsgebiet der Federgras-Steppe anzutreffen. Mit Schlingnatter (*Coronella austriaca*) und Zauneidechse (*Lacerta agilis*) zählen zwei typische Magerrasen- und Heidebewohner (Günther 2009) auch zur charakteristischen Herpetofauna der Federgras-Steppe (Tab. 4). Insgesamt können 22, überwiegend xero-thermophile Heuschreckenarten mehr oder weniger regelmäßig in der Federgras-Steppe beobachtet werden (Tab. 4). Die dominante Heuschreckenart ist in aller Regel der Verkannte Grashüpfer (*Chorthippus mollis*) (Zehm 1997, Kämpf 2011, Fartmann et al. 2012). Der Große Heidegrashüpfer (*Stenobothrus lineatus*), die Westliche Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*) und die Zweifarbig Beißschrecke (*Bicolorana bicolor*) (Abb. 23e) sind meist ebenfalls häufig. Naturschutzfachlich besonders bedeutsam sind die Vorkommen in den Federgras-Steppen von zwei in Deutschland stark gefährdeten Heuschreckenarten, dem Schwarzgefleckten Heidegrashüpfer (*Stenobothrus nigromaculatus*) und dem Zwergrashüpfer (*Stenobothrus crassipes*) (Abb. 23f–g). Innerhalb der Federgras-Steppe kommen diese Arten schwerpunktmaßig (*S. nigromaculatus*) oder nur in Mitteldeutschland (*S. crassipes*) vor (Fartmann & Poniatowski 2025).

Für Wildbienen zählen Steppenrasen-Komplexe bestehend aus Gras-, Fels- und Wiesensteppen zu den artenreichsten Habitaten (Stolle 2014b, Scheuchl et al. 2023). So fand Fechtler (1994) z.B. in den Gips-Steppenrasen des Kyffhäuser 157 Wildbienenarten, während Creutzburg et al. (2023) in den Kalk-Steppenrasen des Naturschutzgebiets „Wipperdurchbruch“ in Nordthüringen 156 Arten nachweisen konnten – das sind jeweils über ein Viertel der 604 in Deutschland bekannten Bienenarten. In beiden Fällen war der Anteil gefährdeter und in ihrer Nahrungs- und Nistbiologie spezialisierter Arten besonders hoch. Wie viele Tiere sind auch Wildbienen weniger an einzelne Pflanzengesellschaften als vielmehr an Habitatkomplexe gebunden. Ihr Vorkommen wird durch das Vorhandensein geeigneter, oft sehr spezifischer Pollenquellen (Nahrungspflanzen) sowie geeigneter Niststrukturen und eines günstigen Mikroklimas bestimmt (Westrich 2018). Die Nahrungs- und Nisthabitale der mobilen Bienen können zwar räumlich voneinander entfernt liegen, ihre enge Verzahnung ist für artenreiche Wildbienenzönosen jedoch vorteilhaft. Steppenrasen erfüllen diese Voraussetzungen oft beispielhaft, besonders wenn sie mosaikartig aus Fels-Steppen (oft die Bruthabitate), Gras-Steppen (oft die Nahrungshabitate im Frühjahr), Wiesen-Steppen (oft die Nahrungshabitate im Sommer) sowie ggf. weiteren Habitaten bestehen. Viele der in Steppenrasen lebenden Wildbienenarten haben auch hohe Wärmeansprüche, die hier erfüllt werden.

Fast 60 % der in Deutschland vorkommenden Wildbienenarten nisten hypogäisch (Fartmann et al. 2021a). Dafür benötigen sie offene Bodenstellen wie Viehpfade, Wälzstellen von Weidetieren, Abbruchkanten, Hohlwege oder einfach durch Trockenheit entstandene Vegetationslücken. Solche Strukturen sind in Steppenrasen oft zahlreich vorhanden. Besonders typisch für Steppenrasen sind helicophile Wildbienenarten aus der Gruppe der Mauerbienen. Sie nutzen vor allem die leeren Gehäuse der Heideschnecken (*Helicella* spp. und *Xerolenta* spp.) oder der Weißen Turmschnecke (*Zebrina detrita*) als Nistplätze (Westrich 2018).

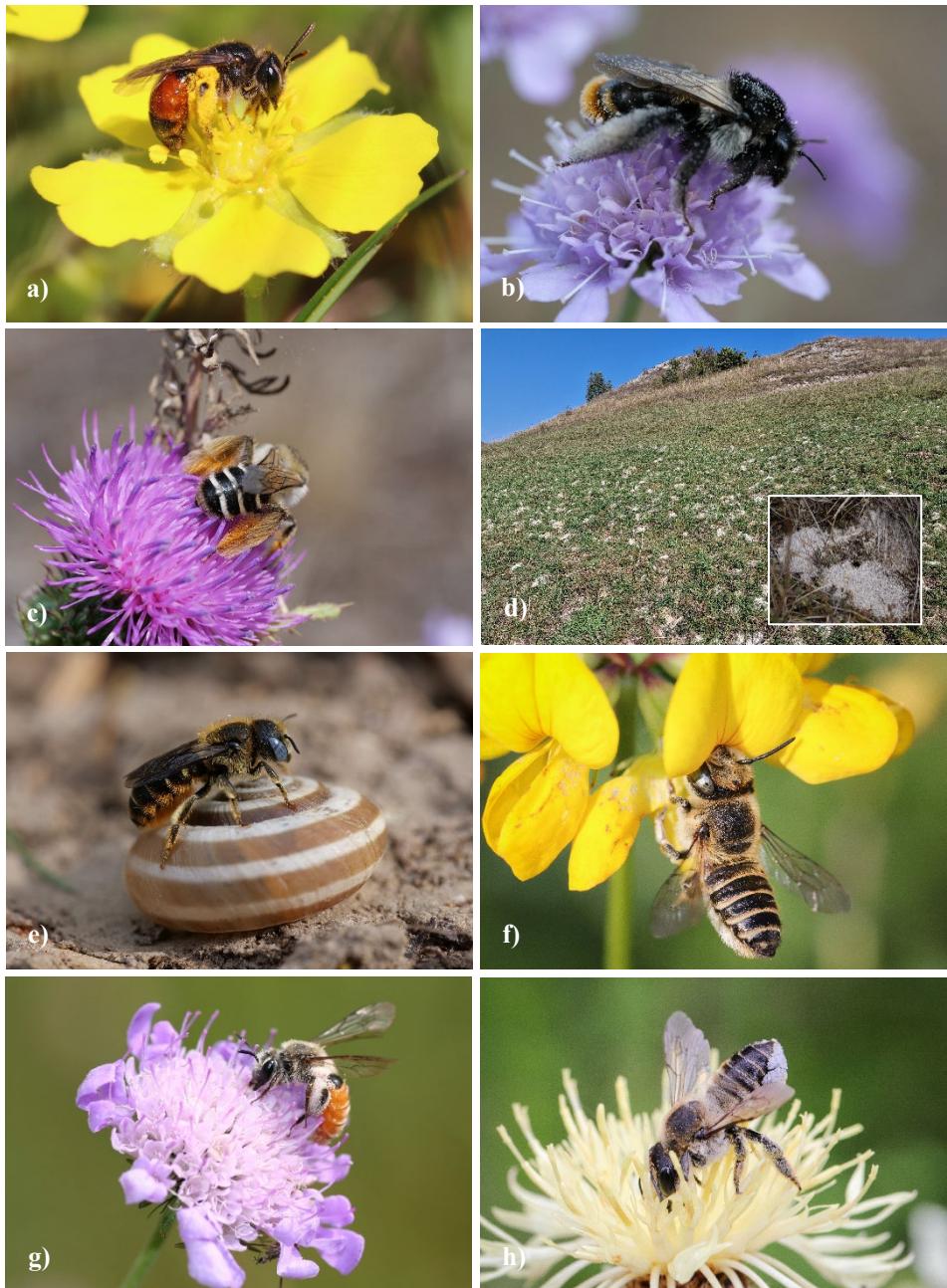


Abb. 24. Typische Wildbienenarten der Federgras-Steppe. **a)** Rote Fingerkraut-Sandbiene ♀ (*Andrena potentillae*), **b)** Skabiosen-Hosenbiene ♀ (*Dasypoda argentata*), **c)** Dunkelfransige Hosenbiene ♀ (*Dasypoda hirtipes*), **d)** Kolonie von *D. hirtipes* im Kyffhäuser, **e)** Bedornte Schneckenhausbiene ♀ (*Osmia spinulosa*) auf Östliche Heideschnecke (*Xerolenta obvia*), **f)** Filzzahn-Blattschneiderbiene ♀ (*Megachile argentata*), **g)** Skabiosen-Sandbiene ♀ (*Andrena marginata*), **h)** Wollfüßige Blattschneiderbiene ♀ (*Megachile lagopoda*) (Alle Fotos: TFe).

Tabelle 4. Typische Tierarten der Federgras-Steppe (*Festucion valesiacae*). Je größer die Punkte, desto häufiger ist die Art in der Federgras-Steppe der jeweiligen Region. Ansonsten zeigen Kreuze (×) ein Vorkommen ohne Angabe der Häufigkeit an. Gefährdung, Seltenheit und Schutzverantwortlichkeit Deutschlands sowie Nomenklatur der Arten nach Ryslavy et al. (2020), RLG Amphibien und Reptilien (2020), Poniatowski et al. (2024) und Scheuchl et al. (2023).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Häufigkeit	RL	BS	SV
Vögel					
<i>Anthus trivialis</i>	Baumpieper	×	V	h	
<i>Curruca curruca</i>	Klappergrasmücke	×	*	h	
<i>Emberiza citrinella</i>	Goldammer	×	*	h	
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter	×	*	h	
<i>Linaria cannabina</i>	Bluthänfling	×	3	h	
<i>Lullula arborea</i>	Heidelerche	×	V	mh	
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Steinschmätzer	×	1	s	
<i>Sylvia communis</i>	Dorngrasmücke	×	*	h	
<i>Sylvia nisoria</i>	Sperbergrasmücke	×	*	s	
Reptilien					
<i>Coronella austriaca</i>	Schlingnatter	×	3	mh	
<i>Lacerta agilis</i>	Zauneidechse	×	V	h	!
Heuschrecken					
<i>Bicolorana bicolor</i>	Zweifarbig Beißschrecke	●	V	mh	
<i>Calliptamus italicus</i>	Italienische Schönschrecke	·	*	s	
<i>Chorthippus apricarius</i>	Feldgrashüpfer	●	V	mh	
<i>Chorthippus biguttulus</i>	Nachtigall-Grashüpfer	●	*	sh	
<i>Chorthippus brunneus</i>	Brauner Grashüpfer	●	*	sh	
<i>Chorthippus dorsatus</i>	Wiesengrashüpfer	●	*	h	
<i>Chorthippus mollis</i>	Verkannter Grashüpfer	●	*	mh	
<i>Decticus verrucivorus</i>	Warzenbeißer	·	3	mh	
<i>Gryllus campestris</i>	Feldgrille	·	*	h	
<i>Leptophyes punctatissima</i>	Punktierte Zartschrecke	●	*	mh	!
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	Gefleckte Keulenschrecke	·	V	mh	
<i>Oecanthus pellucens</i>	Weinhähnchen	●	*	mh	
<i>Oedipoda caerulescens</i>	Blauflügelige Ölandschrecke	·	*	h	
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	Rotleibiger Grashüpfer	●	3	mh	
<i>Phaneroptera falcata</i>	Gewöhnliche Sichelschrecke	●	*	h	
<i>Platycleis albopunctata</i>	Westliche Beißschrecke	●	*	mh	
<i>Stenobothrus crassipes</i>	Zwerggrashüpfer	·	2	es	(!)
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Großer Heidegrashüpfer	●	*	h	
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	Schwarzgefleckter Heidegrashüpfer	●	2	s	
<i>Tetrix tenuicornis</i>	Langfüher-Dornschrecke	·	V	mh	
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grünes Heupferd	·	*	sh	
Bienen					
<i>Ammobates punctatus</i>	Große Sandgängerbiene	×	2	ss	
<i>Andrena chrysopus</i>	Spargel-Sandbiene	×	V	s	
<i>Andrena combinata</i>	Dichtpunktierte Körbchensandbiene	×	3	s	
<i>Andrena marginata</i>	Skabiosen-Sandbiene	×	2	s	
<i>Andrena polita</i>	Polierte Sandbiene	×	2	s	
<i>Andrena potentillae</i>	Rote Fingerkraut-Sandbiene	×	2	ss	
<i>Andrena tscheki</i>	Steinkraut-Sandbiene	×	3	s	
<i>Anthidium punctatum</i>	Weißfleckige Wollbiene	×	V	mh	
<i>Anthophora bimaculata</i>	Dünen-Pelzbiene	×	3	s	
<i>Biastes emarginatus</i>	Filzige Kraftbiene	×	2	ss	
<i>Coelioxys afer</i>	Schuppenhaarige Kegelbiene	×	3	s	
<i>Coelioxys conoideus</i>	Sandrasen-Kegelbiene	×	3	s	

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Häufigkeit	RL	BS	SV
<i>Colletes fodiens</i>	Filzbindige Seidenbiene	×	3	s	
<i>Colletes similis</i>	Rainfarn-Seidenbiene	×	V	mh	
<i>Dasypoda argentata</i>	Skabiosen-Hosenbiene	×	1	es	
<i>Dasypoda hirtipes</i>	Dunkelfransige Hosenbiene	×	V	mh	
<i>Eucera longicornis</i>	Juni-Langhornbiene	×	V	mh	
<i>Eucera nigrescens</i>	Mai-Langhornbiene	×	*	mh	
<i>Halictus semitectus</i>	Steppen-Goldfurchenbiene	×	G	ss	
<i>Halictus tetrazonius</i>	Sandsteppen-Furchenbiene	×	nb	nb	
<i>Hoplitis anthocopoides</i>	Matte Natternkopfbiene	×	3	mh	
<i>Hylaeus dilatatus</i>	Rundfleck-Maskenbiene	×	*	mh	
<i>Lasioglossum convexiusculum</i>	Kleine Salbei-Schmalbiene	×	2	ss	
<i>Lasioglossum tarsatum</i>	Dünen-Schmalbiene	×	2	s	
<i>Lasioglossum xanthopus</i>	Große Salbei-Schmalbiene	×	*	mh	
<i>Megachile argentata</i>	Filzzahn-Blattschneiderbiene	×	3	s	
<i>Megachile lagopoda</i>	Wollfüßige Blattschneiderbiene	×	2	ss	
<i>Nomada picciolana</i>	Toskanische Wespenbiene	×	3	s	
<i>Nomada pleurosticta</i>	Bitterkraut-Wespenbiene	×	2	ss	
<i>Nomada sexfasciata</i>	Langkopf-Wespenbiene	×	*	mh	
<i>Osmia andrenoides</i>	Rote Schneckenhausbiene	×	2	s	
<i>Osmia rufohirta</i>	Rothaarige Schneckenhausbiene	×	3	mh	
<i>Osmia spinulosa</i>	Bedornte Schneckenhausbiene	×	3	mh	
<i>Pseudoanthidium nanum</i>	Östliche Zwergwollbiene	×	3	s	
<i>Rophites algirus</i>	Frühe Ziest-Schlürfbiene	×	3	s	
<i>Rophites quinquespinosus</i>	Späte Ziest-Schlürfbiene	×	2	ss	
<i>Sphecodes spinulosus</i>	Rotdornige Blutbiene	×	G	s	
<i>Stelis odontopyga</i>	Schneckenhaus-Düsterbiene	×	3	s	

RL – Rote Liste Deutschland: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorrangliste, G = Gefährdung unbekannten Ausmaßes, * = keine Gefährdung, nb = nicht bewertet. BS – Aktuelle Bestandssituation in Deutschland: es = extrem selten, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, nb = nicht bewertet. SV – Schutzverantwortlichkeit Deutschlands: ! = hohe Verantwortung, (!) = in besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich.

Insbesondere die Östliche Heideschnecke (*Xerolenta obvia*) bildet oft Massenvorkommen in Steppenrasen und ermöglicht somit das Vorkommen sehr wärmebedürftiger Mauerbienen wie *Osmia spinulosa* (Abb. 24e). Sind Steppenrasen mit alten Streuobstbeständen verzahnt, können auch xylobionte Wildbienenarten auftreten, die im Totholz nisten. Die in Deutschland vom Aussterben bedrohte und nur aus Thüringen und Sachsen-Anhalt bekannte Skabiosen-Hosenbiene (*Dasypoda argentata*; Abb. 24b) benötigt Skabiosen wie *Scabiosa canescens* oder *S. ochroleuca*, welche als Hauptpollenquellen dienen (Burger & Ruhnke 2004). In Thüringen gilt diese Art als vom Aussterben bedroht (Winter et al. 2021), immerhin wurde sie von T. Fechtler kürzlich (2022) noch in zwei Steppenrasengebieten im Thüringer Becken nachgewiesen (TFe, unveröff.). Zur Nestanlage nutzt sie leicht grabbare Substrate und vollzieht in Steppenrasen ihren gesamten Lebenszyklus. Wie viele weitere im Hoch- und Spätsommer aktive Wildbienenarten leidet sie unter der zur Biotoppflege angewandten Schafkoppelhaltung. Diese bedeutet oft einen Totalverlust an Blüten und damit an Nahrung über Wochen. Da *D. argentata* als Nahrungsspezialist kaum auf Ersatzhabitatem ausweichen kann, werden solche Flächen für sie unbesiedelbar. Auf diese Weise hat die gutgemeinte Schafkoppelhaltung innerhalb weniger Jahrzehnte teilweise wesentlich zur Artenverarmung beigetragen (Kap. 15.4).

Die Dunkelfransige Hosenbiene (*Dasypoda hirtipes*; Abb. 24c) nistet bevorzugt in sandigen Böden. In den Steppenrasen des Kyffhäuserns bildet sie jedoch auch große Vorkommen auf mehligem Gipsverwitterungssubstrat. Hier können Aggregationen von mehreren tausend Nestern beobachtet werden (Abb. 24d). *Dasypoda hirtipes* ist auf zungenblütige Korbblütler der Unterfamilie *Cichorioideae* als Pollenquelle spezialisiert (Westrich 2018). Gerne nutzt sie *Cichorium intybus*, *Picris hieracioides* oder auch *Crepis*-Arten, die meistens außerhalb ihrer Nisthabitare, beispielsweise an Wegrändern oder auf Ruderalflächen, wachsen. Die sehr seltene und stark gefährdete Rote Fingerkraut-Sandbiene (*Andrena potentillae*; Abb. 24a) ist dagegen auf Fingerkräuter als Pollenquelle spezialisiert und somit streng oligolektisch (Westrich 2018). Sie erscheint bereits Ende März, wenn *Potentilla incana* und *P. heptaphylla* blühen. Später im Jahr nutzt sie auch *Fragaria viridis* (Fechtler et al. 2021). Tabelle 4 zeigt eine Auswahl an typischen und charakteristischen Bienenarten der Steppenrasen. Viele Gebiete sind hinsichtlich der Wildbienenaufauna jedoch noch nicht untersucht.

Darüber hinaus können auch Rüsselkäfer, Schmetterlinge (Abb. 24), Wanzen, Zikaden und Zweiflügler sowie Spinnen eine hohe Artenvielfalt in Federgras-Steppen beherbergen, zudem sind Gehäuseschnecken mit einigen spezialisierten Arten vertreten (Zimmermann 2014, Ssymank et al. 2022).

15. Naturschutzfachliche Bedeutung, Gefährdung, Pflege und Wiederherstellung

15.1 Bedeutung

Federgras-Steppen in Deutschland haben eine herausragend hohe naturschutzfachliche Bedeutung. Vor allem ihre sehr hohe Anzahl an seltenen und bestandsgefährdeten Pflanzen-, Tier- und Pilzarten macht sie so wertvoll. Allein von den 58 Gefäßpflanzen-Kennarten in Tabelle 1 stehen 53 (91 %) auf der Roten Liste Deutschlands, davon drei (5 %) als vom Aussterben bedroht, 20 (35 %) als stark gefährdet und 24 (42 %) als gefährdet sowie sechs (10 %) auf der Vorwarnliste (Metzing et al. 2018). Sieben (12 %) dieser Arten sind nach der Roten Liste Deutschlands extrem selten, 19 (33 %) sehr selten und 25 (43 %) selten. Für die Kennarten *Astragalus exscapus*, *Festuca duvalii*, *Scabiosa canescens* und *Elymus arenosus* trägt Deutschland eine besonders hohe Verantwortung, da erhebliche Teile ihres jeweiligen Gesamtareals in Deutschland liegen. Für eine weitere Kennart (*Orobanche bohemica*) trägt Deutschland eine hohe Verantwortung und für weitere vier Kennarten (*Iris aphylla*, *Orobanche coerulescens*, *Stipa borysthenica* subsp. *germanica* und die offenbar ausgestorbene *S. dasypylla*) eine hohe Verantwortung, da es sich bei den Vorkommen um hochgradig isolierte Vorposten handelt. Für 14 weitere Arten ist der Kenntnisstand ihrer Verantwortungsbedeutung unzureichend – hier kann teilweise eine höhere Verantwortlichkeit Deutschlands vermutet werden – und für sieben Arten ist die Verantwortungsbedeutung noch ungeklärt, darunter das evtl. unterschätzte *Erysimum crepidifolium* (Stolle & Richter 2014). Zwei Kennarten, *Scorzonera purpurea* und *Stipa dasypylla*, sind zudem nach der Bundesartenschutzverordnung besonders streng geschützt und 11 weitere sind streng geschützt (siehe Tab. 1).

Unter den für die Federgras-Steppe typischen Flechtenarten ist eine (*Fulglesia fulgens*) in Deutschland vom Aussterben bedroht und jeweils sechs sind stark gefährdet oder gefährdet (Tab. 2). Gleichzeitig ist eine Art (*Psora saviczii*) extrem selten, drei Arten sind sehr

selten und acht Arten selten. Unter den Moosen sind zwei Arten selten und gefährdet, aber für keine der Moos- oder Flechtenarten besteht eine besondere Schutzverantwortlichkeit Deutschlands. Anders ist die Situation bei den Pilzen der Federgras-Steppe. An die 58 Gefäßpflanzen-Kennarten sind allein mindestens 20 phytoparasitische Brand- und Rostpilze gebunden (Tab. 3). Davon gelten fünf (25 %) in Deutschland als ausgestorben oder verschollen, drei (15 %) als vom Aussterben bedroht, zehn (50 %) als stark gefährdet und zwei (10 %) als gefährdet. Von den (noch) existierenden Arten sind zwei (13 %) extrem selten, neun (60 %) sehr selten und vier (27 %) selten. Für die Rostpilzart *Uromyces jordanus* (Abb. 19g), die obligat auf der Verantwortungsart *Astragalus exscapus* lebt, trägt Deutschland ebenfalls eine besonders hohe Schutzverantwortung, für weitere drei Arten ist diese noch ungeklärt. Von den für die Federgras-Steppe typischen zehn Bauchpilzen ist eine Art stark gefährdet und zwei Arten sind gefährdet. Jeweils drei der zehn Bauchpilzarten sind extrem selten, sehr selten oder selten. Auch für Tiere ist die Federgras-Steppe sehr wichtig. Von den 21 typischen Heuschreckenarten sind jeweils zwei Arten stark gefährdet oder gefährdet und vier stehen auf der Vorwarnliste (Tab. 4). Die beiden stark gefährdeten Arten *Stenobothrus crassipes* und *S. nigromaculatus* sind eng an Steppenrasen gebunden und repräsentieren wohl auch Steppenrelikte (Poniatowski et al. 2024). Ähnlich ist die Situation bei den Wildbienen. Von den in Tabelle 4 gelisteten typischen Arten ist eine (3 %) vom Aussterben bedroht, 11 (29 %) sind stark gefährdet, 14 (37 %) gefährdet und fünf (13 %) auf der Vorwarnliste. Gleichzeitig ist eine Art (3 %) extrem selten, acht Arten (21 %) sehr selten und 17 (45 %) selten. Für weitere Tiergruppen, insbesondere Insekten, dürfte die Bedeutung der Federgras-Steppe für den Artenschutz ähnlich hoch sein.

Weil ein großer Artenpool zur Verfügung steht, ist die Federgras-Steppe oft auch auf kleinen Flächen sehr artenreich. Becker (1998a) zählte in Beständen des unteren Unstruttals im Mittel 31 Gefäßpflanzen- und 6,7 Moos- und 1,8 Flechtenarten auf durchschnittlich 16 m² Fläche. Bestände auf Kalkböden waren dabei deutlich artenreicher als auf Silikatböden (durchschnittlich 43 Arten auf 12 m² gegenüber 29 Arten auf 18 m²). Für einen größeren Teil des Mitteldeutschen Trockengebietes zählte Becker (2003) in Federgras-Steppen auf 4 m² Fläche durchschnittlich 26 Gefäßpflanzenarten und sieben Moos- und Flechtenarten. Die kumulative Artenzahl der Federgras-Steppe, d. h. die Summe aller Arten, die in Deutschland in der Federgras-Steppe wachsen, ist schwer zu beziffern. Becker (2003) fand in den 63 über das Mitteldeutsche Trockengebiet verteilten 4 m²-Aufnahmen 167 Gefäßpflanzenarten, 29 Moosarten und 16 Flechtenarten und Jandt (1999) in 86 Aufnahmen aus dem Kyffhäusergebiet und Südharz 197 Gefäßpflanzenarten, 45 Moosarten und 19 Flechtenarten. In beiden Fällen sind das über 5 % der Gesamtdiversität der Gefäßpflanzen in Deutschland. Allein die 58 Kennarten der Federgras-Steppen machen über 1,5 % der deutschen Gefäßpflanzen-Flora aus. Insgesamt gehen wir von etwa 400 Gefäßpflanzenarten aus, die regelmäßig in den Federgras-Steppen Deutschlands vorkommen – das sind etwa 10 % unserer Gefäßpflanzen-Flora. Federgras-Steppen können daher zu Recht als Diversitäts-Hotspots bezeichnet werden und es kommt ihnen, trotz ihrer Seltenheit, eine hohe Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität zu. Außerdem wachsen sie häufig gemeinsam mit anderen Pflanzengesellschaften, die einen hohen Naturschutzwert haben. Beispiele hierfür sind Fels- und Wiesen-Steppen, aber auch andere Trockenrasen-Typen bis hin zu Trockenwäldern (Becker 1998b, Becker & Voß 2003).

Weitere wichtige wertgebende Merkmale sind ihre Bedeutung als Relikte der späteiszeitlich-frühnacheiszeitlichen Steppen (naturhistorisches Erbe) und der historischen Kulturlandschaft (kulturhistorisches Erbe). Gleichzeitig handelt es sich um Refugien, die der

Ausgangspunkt zukünftiger Vegetationen sein können, sollte sich in Mitteleuropa einmal wieder ein Steppenklima einstellen. Auch ihre Lage am Arealrand hat einen Eigenwert, da die Populationen der betreffenden Arten mutmaßlich einem abweichenden Selektionsdruck unterliegen, was zu eigenen Evolutionslinien führen kann (Angert et al. 2020). Nicht unerwähnt bleiben soll auch die Bedeutung der Federgras-Steppe für die Wissenschaft. Zahlreiche Studien zu pflanzengeographischen, standortökologischen und populationsbiologischen bzw. Biodiversitätsfragen haben sie als Forschungsobjekt genutzt und durch sie wichtiges Grundlagenwissen geschaffen. Wissenschaftliche Naturschutzorganisationen wie die *Eurasian Dry Grassland Group* nutzen das Federgras in ihrem Logo (EDGG, <https://edgg.org/>). Für Gemeinden mit Vorkommen der Federgras-Steppe können diese auch zur Identitätsbildung beitragen und sogar eine wirtschaftliche Bedeutung im Tourismus haben. In Thüringen finden in mehreren Gebieten Federgras-Wanderungen statt und das Frühlingsfest zur Adonisblüte („Adonisröschenfest“) in Lebus an der mittleren Oder zieht jährlich tausende Besucher an (Ristow et al. 2011). Früher wurden die Fruchtblätter der Federgräser auch als Trockensträuße auf Märkten verkauft, heute ist dies aus Arten- schutzgründen streng verboten. Auch der Bildungsaspekt ist wichtig. In Federgras-Steppen lassen sich neben natur- und kulturhistorischen Aspekten auch pflanzliche Anpassungen sehr gut demonstrieren. Dadurch wirken Federgras-Steppen inspirierend und können naturschutzfachliche Schlüsselerlebnisse auslösen. Als besondere und besonders ästhetische Vegetationstypen können Federgras-Steppen auch der Erholung und damit der menschlichen Gesundheitsförderung dienen. Nur ihre frühere landwirtschaftliche Bedeutung als Weideland haben sie praktisch verloren; ohne staatliche Subventionen ist heute keine rentable landwirtschaftliche Nutzung mehr denkbar. Allerdings besitzen sie als Lebensraum von Bestäubern in der Landwirtschaft einen monetären Wert. All diese Werte lassen sich unter dem Oberbegriff „Ökosystemdienstleistungen“ zusammenfassen (Härdtle 2024). Abbildung 25 fasst die einzelnen Bedeutungen der Federgras-Steppe zusammen.



Abb. 25. Wertgebende Merkmale der Federgras-Steppe. Die Schriftgröße zeigt die Bedeutung und gleiche Farbe verwandte Merkmale an.

15.2 Habitat-Verschlechterung und Verlust

In der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands werden alle drei Assoziationen der Federgras-Steppe als stark gefährdet (Kategorie 2) eingestuft (Rennwald et al. 2002). In der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands werden Federgras-Steppen auf Kalkuntergrund (Biotoptyp 34.01.01.02) als stark gefährdet bis vom Aussterben bedroht (Kategorie 1–2) geführt, und Bestände auf tiefgründigen Böden (Biotoptyp 34.03) gelten darin als akut von vollständiger Vernichtung bedroht (Kategorie 1) (Finck et al. 2017). Damit gehört die Federgras-Steppe zu den am stärksten gefährdeten Pflanzengesellschaften oder Biotoptypen Deutschlands. Warum besteht diese hohe Gefährdungseinschätzung?

Seit ihrem mutmaßlichen Maximum im Spätmittelalter und der frühen Neuzeit hat die Gesellschaft starke Einbußen erfahren. Auf tiefgründigen Böden spielte dabei offenbar zunächst der Ackerbau eine wichtige Rolle. Das genaue Ausmaß dieser Zerstörung ist nicht rekonstruierbar. Immerhin deuten aber entsprechende Bemerkungen in historischen Floren darauf hin, beispielsweise bei *Astragalus esculentus* in der Magdeburger Börde (siehe Becker 2003). Eine Landschaftsanalyse im Kyffhäuser zeigt, dass die Flächen der heutigen Steppenrasen früher teilweise beackert wurden. Diese eher jungen Steppenrasen enthalten oft, aber nicht immer, weniger wertgebende Pflanzen als historisch alte Steppenrasen, die nie Acker waren (Becker et al. 2011a). Weitere Vorkommen gingen durch die Anlage von Obstplantagen verloren, beispielsweise am Süßen See westlich von Halle oder im Mainzer Sandgebiet (Korneck 1974, Högel 1991). Am Milower Berg im Havelland wurden Federgras-Steppen aufgeforstet (Beob. CD) und am Schafberg im Unstruttal war in den 1980er Jahren noch die Umwandlung eines großen und wertvollen Bestands in einen Weinberg geplant, was jedoch verhindert werden konnte (siehe Widmung in Meier et al. 2022). Im 20. Jahrhundert wurden insbesondere in den Ballungsräumen auch Vorkommen durch den Bau von Siedlungen oder Straßen zerstört. Obwohl der Mainzer Sand bereits seit 1939 Naturschutzgebiet war, wurde 1966 eine Autobahn hindurch gebaut, deren zukünftiger Ausbau beschlossen ist (NABU Mainz und Umgebung e.V., <https://www.mainzer-sand.de>). Auch der früher kleinflächige und heute großflächige Rohstoffabbau in Form von Steinbrüchen dürfte schon früh Bestände zerstört haben. Noch nach der deutschen Wiedervereinigung wurde in Nordthüringen Gipsabbau beantragt, der auch die Federgras-Steppe der Bottendorfer Hügel umfasst hätte, dabei ist das Gebiet seit 1983 als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Da solche Abbauten oft bereits vor Jahrzehnten genehmigt wurden, sind sie heute rechtlich schwer zu stoppen. Auch Bodeneinschwemmungen durch Starkregen aus oberhalb gelegenen Ackerflächen können Federgras-Steppen dauerhaft schädigen oder entwerten (Abb. 26). Dies ist beispielsweise im Saaletal (Beob. TB) oder in Rheinhessen (Korneck et al. 2014) geschehen und könnte durch Starkregenereignisse zunehmen. Rechtlich sind Federgras-Steppen heute jedoch viel besser geschützt, sodass sie nur noch selten mutwillig zerstört werden. Dafür gibt es ein neues Problem: Die Nutzung der Federgras-Steppen ist schon lange nicht mehr wirtschaftlich, sodass viele Bestände brach gefallen sind – selbst in Schutzgebieten werden sie oft nicht ausreichend gepflegt. Aufgegebenes Grasland degeneriert mit der Zeit unweigerlich, wobei die Sukzession auf produktiven Standorten deutlich schneller verläuft als auf kargen Standorten. Als Folge der unterschiedlich schnellen Sukzession gingen Bestände auf tiefgründigen Standorten überproportional verloren.

Atmosphärische Nährstoffeinträge aus dem Verkehr (NO_x) und der Landwirtschaft (NH_3) verstärken diese Sukzession oft erheblich. Im Mainzer Sand, nahe der Autobahn, wächst im Traubebereich der Kiefern oftmals scharf abgegrenzt von noch intakter Federgras-Steppe eine Ruderalvegetation mit *Anthriscus caucalis* und *Claytonia perfoliata*. Anschei-

nend kämmen die Kiefern hier erhebliche Mengen des aus dem Verkehr stammenden NO_x aus und leiten den Stickstoff über das Tropfwasser in die Bestände ein. Ssymank et al. (2022) schätzen Federgras-Steppen als extrem sensitiv (tolerierbarer Eintrag von 3–10 kg N pro Hektar und Jahr) bis sensitiv (tolerierbarer Eintrag von 20–30 kg N pro Hektar und Jahr) ein. Uns erscheinen 20–30 kg N pro Hektar und Jahr allerdings als zu viel, um die Gesellschaft dauerhaft zu erhalten. Dies gilt auch für die in Ssymank et al. (2022) angegebenen Maximalwerte der Critical Loads der Gesellschaft von 14–33 kg N pro Hektar und Jahr. Die Belastungsgrenze der Federgras-Steppe durch Ammoniakkonzentration aus der Tierhaltung in der Luft soll dagegen bei 1–2 µg NH₃ pro m³ liegen (Bobbink et al. 2022, Ssymank et al. 2022). Auch direkte Dünger- und Pestizideinträge aus intensiv genutzten angrenzenden Flächen führen zu mitunter tiefgreifenden Beeinträchtigungen der Federgras-Steppen. Ein Stickstoffentzug dauert dagegen lange und muss über ausreichende frühe Entnahme von Biomasse erfolgen. Inzwischen scheint sich auch der Klimawandel bemerkbar zu machen, vor allem durch Dürren. Daneben fördert er offenbar die Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*) (siehe nächsten Abschnitt). Abbildung 26 fasst die Gefährdungsfaktoren für Federgras-Steppen in Deutschland zusammen.

Die Auswirkungen von Lebensraumveränderungen auf die Vegetation lassen sich am besten durch Wiederholungsaufnahmen untersuchen. Die wenigen vorliegenden Studien aus Federgras-Steppen stammen überwiegend aus Mitteldeutschland und decken die letzten 30 Jahre ab. In einer Studie von Hahn et al. (2013) aus dem Kyffhäuser wurde die Federgras-Steppe im Zeitraum 1994–2011 artenreicher, auch in Bezug auf gefährdete Arten, was Diekmann et al. (2019) als anhaltende Erholung von Degradation interpretierten. Offenbar war die Federgras-Steppe auf den erosionsanfälligen und besonders trockenen Gipsböden des Kyffhäusers durch die jahrhundertelange Beweidung so stark degradiert gewesen, dass ihre Regeneration noch andauert. Auch Meier et al. (2021) beobachteten, dass die Grasnarbe der Federgras-Steppe des Kyffhäusers zwischen 1995 und 2018/2019 dichter wurde, was auf eine Erholung hindeutet – die man freilich auch als beginnenden Abbau ansehen kann. Deutliche Veränderungen fanden in einer Federgras-Steppe im Unstruttal zwischen 1995 und 2019 statt (Meier et al. 2022). Hier waren nach den schweren Dürren im Zeitraum 2015 bis 2019, die als eine Folge des Klimawandels betrachtet werden (Boergens et al. 2020), meso-xerophile Arten fast vollständig und sogar einige xerophile Arten verschwunden. Therophyten hatten dagegen stark zugenommen. Offenbar hatten sie von den durch Dürre entstandenen offenen Bodenabschnitten stark profitiert. Auch *Stipa capillata* hatte zugenommen und war in eine meso-xerophile Ausbildung eines *Trinio-Caricetum* eingedrungen, die 1995 anscheinend für die Art noch nicht ausreichend trocken war. Auch Mazalla et al. (2022) und Schüle et al. (2022) führen Vegetationsveränderungen in niedersächsischen Kalkmagerrasen bzw. brandenburgischen Sandtrockenrasen auf klimawandelbedingte Dürren zurück.

Ein weiteres durch Wiederholungsaufnahmen belegtes Phänomen ist die bereits erwähnte Ausbreitung der Aufrechten Trespe (*Bromus erectus*) vor allem in mitteldeutsche Federgras-Steppen (Meier et al. 2021, 2022). Die zahlreichen Vegetationsaufnahmen von Meusel (1939) aus dem Kyffhäuser belegen, dass diese Art dort in den 1930er Jahren praktisch noch fehlte. Heute ist sie in der Federgras-Steppe des Kyffhäusers allgegenwärtig und oft dominant. Auch im Saaletal bei Rothenburg fehlte die Art um 1937 noch weitgehend, sie kam jedoch damals bereits vereinzelt und teilweise sogar dominant vor, wie Vegetationsaufnahmen in Altehage (1937) zeigen. Heute ist sie auch dort allgegenwärtig (Abb. 27a). Was sind die Gründe für ihre starke Zunahme? In Südwestdeutschland ist die submediterran-

subozeanisch verbreitete *B. erectus* schon seit Längerem häufig – wie lange genau, ist unbekannt – und prägt hier auch die Federgras-Steppe (Knapp 1944, Oberdorfer 1957, Korneck 1974). Das submediterrane Klima ist durch milde Winter, aber auch Sommerdürre gekennzeichnet. In Deutschland wurden die Winter ab den 1980er Jahren merklich milder, später auch die Sommer heißer und trockener (Brasseur et al. 2023). Gleichzeitig verbesserte sich die Nährstoffversorgung der Standorte durch abnehmenden Weidedruck sowie atmosphärische Stickstoffeinträge. All dies dürfte die winteraktive und konkurrenzstarke Art massiv begünstigt haben (Abb. 26). Arten mit Winterruhe wie viele kontinentale Arten werden von *B. erectus* so schnell verdrängt (Lemmer et al. 2021, Meier et al. 2022, Fartmann et al. 2025). Durch das Eindringen von *B. erectus* wird die Krautschicht meist deutlich höher, mit negativen Folgen für kleinwüchsige Pflanzenarten, aber auch für Flechten, Moose, Insekten und Spinnen, weil sich die Struktur und das Mikroklima der Bestände verändert (Poniatowski et al. 2018a, Fartmann et al. 2025): die Kräuterbestände dünnen regelrecht aus. In diesem Sinne verhält sich *B. erectus* wie eine invasive Art (siehe unten).

Andererseits könnte sich der Klimawandel mit seinen Dürren auch positiv auf die Federgras-Steppen auswirken, weil dadurch die Sukzession verlangsamt oder sogar umgekehrt wird, so dass sich *Stipa capillata* ausbreiten kann, wie das Beispiel im Unstruttal zeigt (Meier et al. 2022). Allerdings ging die Ausbreitung hier auf Kosten des wertvollen Erdseggen-Trockenrasens (*Trinio-Caricetum humilis*). Mit einer großflächigen Ausbreitung der Federgras-Steppen bei zunehmender Trockenheit kann jedoch kaum gerechnet werden, da „normale“ Standorte für die Federgras-Steppe zu nährstoffreich sind. Letztlich werden die Veränderungen in der Verbreitung der Federgras-Steppe und in der Vegetation der existierenden Bestände vom Zusammenspiel der Klimafaktoren abhängen: Es wird sicherlich wärmer werden, während beim Niederschlagsregime verschiedene Szenarien bei einer generell höheren Variabilität zwischen trockenen und feuchten Jahren denkbar sind (Ionita et al. 2022). Ein sehr trockenes Jahr kann sich an den weniger extremen Standorten der Federgras-Steppe günstig auf die typische Vegetation auswirken; an den wärmsten und trockensten Stellen kann es selbst für die xerophilen Arten zu extrem werden. Feuchtere Jahre könnten zu einer Verdrängung von Kennarten durch mesophilere Arten führen, aber auch zu einer Erholung der durch Trockenjahre belasteten Federgras-Steppen. Ein alljährliches Monitoring der Bestände bzw. wichtiger Kennarten wäre sehr wichtig, um eine verlässliche Prognose für die zukünftig zu erwartenden Veränderungen des Vegetationstyps zu erstellen, um frühzeitig reagieren zu können.

Die Beurteilung der Gefährdung der Gesellschaft durch Neophyten hängt maßgeblich davon ab, ob man *Bromus erectus* als einen solchen betrachtet. Ssymank et al. (2022), die lediglich „bestimmte Ausprägungen“ des Lebensraumtyps *6240 als von invasiven Arten beeinträchtigt sehen, haben dies auf Bundesebene zu Recht nicht getan. Denn *B. erectus* kommt in Südwestdeutschland mindestens seit dem Mittelalter vor und ist entsprechend einheimisch. In Ostdeutschland ist die Situation jedoch völlig anders. In Sachsen-Anhalt ist *B. erectus* offenbar erst im 19. Jahrhundert eingewandert (Bartsch 1968, Herdam 1995) und auch in Brandenburg und Thüringen bezeichnen Krausch (1961a) und Heinrich (2010) die Art als Neophyten. Die Bewertung des Status dieser Art muss daher regional erfolgen, was zu völlig unterschiedlichen Ergebnissen führt: Heimisch im Südwesten und neophytisch sowie invasiv im Osten. Ob und wie genau man sie mit einem geeigneten Management eindämmen kann, ist eine sehr wichtige Frage. Andere Neophyten spielen in der Federgras-Steppe dagegen bislang eine untergeordnete Rolle. In Südwestdeutschland, beispielsweise im Mainzer Sandgebiet und im Nahetal, dringt die aus Südosteuropa stammende Südliche

Flockenblume (*Centaurea australis*), eine ausdauernde Verwandte von *C. stoebe*, teilweise stark in die Gesellschaft ein. Weitere Neophyten wie die Echte Seidenpflanze (*Asclepias syriaca*) oder das Gewöhnliche Hundszahngras (*Cynodon dactylon*) treten lediglich lokal auf.

15.3 Habitat-Fragmentierung

Eine weitere Gefährdungsursache der Federgras-Steppe ist ihre zunehmende Fragmentierung. Früher waren die Vorkommen deutlich größer und durch zahlreiche sekundäre Kleinbestände an Wegböschungen bzw. durch die Fernweidewirtschaft (Transhumanz) viel besser vernetzt. Heute sind diese Trittsteinhabitante meist verschwunden und auch die jahrhundertealten Triftwege existieren fast nicht mehr. In Westdeutschland brach die Schafhaltung nach dem Krieg schnell zusammen (Poschlod 2017), in Ostdeutschland wurden aus Gründen der Wollautarkie zunächst weiterhin hohe Schafbestände extensiv gehalten (Pless 1994). Nach der Wiedervereinigung im Jahr 1990 brach jedoch auch in Ostdeutschland die Schafhaltung ein.

Habitatfragmentierung kann für die Arten demografische und genetische Konsequenzen haben (Aguilar et al. 2008). Genetische Vielfalt ist der „Rohstoff der Evolution“ und somit Voraussetzung für die Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen. Sie ist das Ergebnis von Mutation, Selektion, Genfluss (Austausch von Pollen und Samen) und genetischer Drift (zufällige Veränderung der Allelfrequenzen über die Generationen). Für Pflanzen sind einerseits artspezifische Merkmale von besonderer Bedeutung, die den Genaustausch beeinflussen, wie das Bestäubungssystem (Fremdbestäubung vs. Selbstbestäubung) und die Samenausbreitung (Heinken 2009). Andererseits sind generell wirksame Mechanismen von Bedeutung wie die räumliche Isolation und die Größe der Populationen, da sie die Wahrscheinlichkeit von Genfluss zwischen den Populationen und die Stärke der genetischen Drift bestimmen. Bei vielen *Stipa*-Arten spielt Kleistogamie, d.h. Selbstbestäubung in sich nicht öffnenden Blüten, eine große Rolle, insbesondere bei *S. pennata* und *S. tirsa*, aber auch bei *S. pulcherrima* (Hackel 1906). Häufige Selbstbestäubung kann durch Drift oder Inzucht zum Verlust an genetischer Diversität auf der Populationsebene führen. Da die Bestände der Federgras-Steppe in immer kleineren und immer stärker isolierten Habitaten wachsen, werden auch die Populationen der Zielarten kleiner und sie sind stärker isoliert. Dadurch kommt es innerhalb der Populationen zum Verlust genetischer Diversität, der nicht durch Genaustausch zwischen den Populationen ausgeglichen werden kann. Beispielsweise konnte bei *Stipa borysthenica*, *S. eriocaulis*, *S. pennata*, *S. pulcherrima* und *S. tirsa* eine sehr niedrige bis fehlende genetische Diversität auf Populationsebene festgestellt werden (Durka et al. 2013). Die häufigere *S. capillata* wies hingegen eine höhere genetische Diversität auf. Bei *S. pulcherrima* (Durka et al. 2013) und *S. pennata* (Wagner et al. 2011) waren die am Arealrand gelegenen deutschen Populationen im Vergleich mit solchen aus Osteuropa genetisch verarmt, möglicherweise weil sie durch genetische „Flaschenhälse“ gegangen waren. Der universelle negative Einfluss von Habitatfragmentierung und Isolation auf die genetische Vielfalt wurde aber auch an Populationen von *S. pennata* in sibirischen Steppen gezeigt (Heinicke et al. 2016). Obwohl durch Insekten bestäubt und auskreuzend, galt Ähnliches auch für *Astragalus exscapus* (Becker 2003) und *Muscari tenuiflorum* (Hornemann et al. 2012), wo in kleinen Populationen die genetische Diversität deutlich reduziert war. Bei *A. exscapus* wirkte sich experimentelle Inzucht negativ auf den Samenansatz aus (Becker et al. 2011b), bei *Muscari tenuiflorum* war es die reduzierte Populationsgröße. Durch weitgehend fehlenden Genfluss zwischen den kleinen Populationen

nimmt der relative genetische Unterschied zwischen diesen zu, so dass z.B. bei *S. pulcherrima* ein extrem hoher Wert von 76 % der genetischen Variation zwischen den Populationen aufgeteilt ist ($F_{ST} = 0,76$), bei *S. capillata* 39 % ($F_{ST} = 0,39$) (Hensen et al. 2010, Wagner et al. 2011), bei *M. tenuiflorum* 25 % ($F_{ST} = 0,25$) und bei *A. exscapus* 18 % ($F_{ST} = 0,18$) (Becker 2003, Hornemann et al. 2012). Insgesamt zeigen diese Ergebnisse, dass die Arten in kleinen, isolierten Populationen genetisch verarmen und sich genetisch aus-einander entwickeln, und dies umso stärker, je höher die Selbstbestäubungsrate ist. Ein Effekt davon kann die Fixierung morphologischer Varianten in Kleinpopulationen sein, wie bei *S. pulcherrima* subsp. *palatina* oder *S. pulcherrima* subsp. *bavarica*. Diese auf Einzel-populationen beschränkten Taxa weisen keine oder nur sehr geringe genetische Variation auf, so dass zufällige morphologisch sichtbare Merkmale fixiert sind, bei ansonsten fehlender genetischer Eigenständigkeit (Meindl 2012, Durka et al. 2013). Die biologischen Konsequenzen solcher genetischer Erosion sind nicht immer leicht einzuschätzen; sie können kurzfristig gering sein, aber langfristig eine Rolle spielen, weil mit dem Verlust der genetischen Variabilität auch die Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen abnimmt und damit die Aussterbewahrscheinlichkeit steigt (Frankham et al. 2017). Ein Einwand könnte nun lauten, dass die Steppenarten in Mitteleuropa schon seit Jahrtausenden in kleinen Populationen leben und daher an Seltenheit angepasst sein müssen. Sie könnten beispielsweise in der Lage sein, genetische Erosion zu kompensieren. Es ist aber im Gegenteil eher davon auszugehen, dass viele der zumindest sehr kleinen Populationen heute einem hohen Aussterberisiko unterliegen, da sie genetisch bereits erodiert sind und vielfach eine „Aussterbeschuld“ (extinction debt) besteht (Fartmann et al. 2021b). Eine langfristige Sicherung solcher Population erscheint demzufolge nur dann möglich, wenn Maßnahmen zur funktionellen Vernetzung der Populationen und einer damit einhergehenden „genetischen Auffrischung“ ergriffen werden (siehe Kap. 15.7).

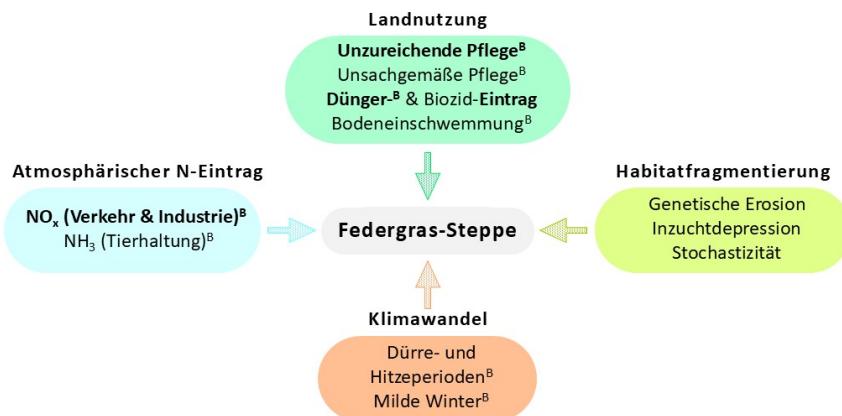


Abb. 26. Aktuelle Gefährdungen der Federgras-Steppe. Besonders wichtige Faktoren in Fettschrift. Faktoren mit einem hochgestellten „B“ begünstigen die Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*), die aktuell eine Hauptgefahr für die Federgras-Steppe darstellt.

15.4 Schutz

Mit Inkrafttreten von § 30 Bundesnaturschutzgesetz am 1. März 2010 sind Federgras-Steppen pauschal geschützt (BNatSchG 2024). Wörtlich heißt es: „Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung der Biotope führen können, sind verboten“. Dieses Verbot bezieht sich jedoch auf aktive Handlungen, nicht passive wie unterlassene Pflege. Mit der Einstufung der Federgras-Steppe als Lebensraumtyp nach der FFH-Richtlinie besteht für die Behörden zudem die Verpflichtung zur Ausweisung entsprechender Schutzgebiete, und die Einstufung als prioritär zu erhaltender Lebensraumtyp hat darüber hinaus besonders strenge Schutzvorschriften bei Eingriffen zur Folge. Die Bundesländer sind dieser Verpflichtung nachgekommen: 88 % der bundesweit erfassten 1319 ha des LRT *6240 sollen mittlerweile als FFH-Gebiet ausgewiesen sein (Ssymank et al. 2022). Allein in Sachsen-Anhalt gibt es 40 FFH-Gebiete mit diesem Lebensraumtyp (LAU 2014). Die FFH-Lebensraumtypen und die zu ihrem Erhalt ausgewiesenen FFH-Gebiete unterliegen einer Erhaltungspflicht bzw. einem „Verschlechterungsverbot“. Wie kann dies am besten erreicht werden?

Zunächst müssen schädliche Einflüsse von außen abgehalten werden, z. B. ein Dünger-eintrag aus angrenzenden Nutzflächen. Dazu müssen ausreichend breite Pufferzonen geschaffen werden, und die Landnutzung im Umgebungsbereich sollte extensiviert werden. Dafür müssen entsprechende Förderprogramme für die Landwirtschaft (Vertragsnaturschutz) angeboten und auch genutzt werden, um diese wichtigen Allgemeinwohl-Leistungen zu honorieren. Die Eutrophierung durch atmosphärische N-Depositionen aus Industrie, Hausbrand und dem Verkehr muss durch Verzicht auf fossile Energieträger sukzessiv reduziert und gestoppt werden, gleichzeitig bedeutet dies Klimaschutz. Am wichtigsten ist jedoch die Pflege der Federgras-Steppe selbst (NUL 2018).

15.5 Pflege

Die Pflege der Federgras-Steppe besteht hauptsächlich darin, dass ihre Phytomasse regelmäßig entfernt wird. Wenn dies nicht geschieht, werden konkurrenzstarke Arten dominant und verdrängen die konkurrenzschwachen. Dadurch verarmen (verbrachen) die Bestände und werden schließlich durch Folgegesellschaften wie Ruderalfluren oder Gebüsche ersetzt. Zur Entfernung der Phytomasse ist hier Beweidung das Mittel der Wahl. Sie ist auch die natürliche Pflegeform der zonalen Steppen. Mahd, zumindest maschinelle, ist an den oft steilen Hängen meistens nicht möglich. Zudem schafft Mahd weniger Strukturvielfalt als Beweidung. In wenig produktiven Beständen auf nährstoffarmen und sehr trockenen Böden reicht eine sehr extensive Triftweide mit Schafen und Ziegen zur Pflege aus (Abb. 27b). Allerdings muss auch an solchen Standorten eine potenzielle Verbuschung verhindert werden (Elias et al. 2014). Einen Verzicht auf Pflegemaßnahmen, wie ihn Ssymank et al. (2022) für primäre Bestände empfehlen, können wir nicht unterstützen.

Wichtig sind die Art der Weidetiere und der Zeitpunkt, die Dauer und Intensität der Beweidung (Dostalek & Frantik 2008). In den letzten 100 bis 200 Jahren war die Triftweide mit Schafen die vorherrschende Pflegeform. Laut Ssymank et al. (2022) stellt sie auch die beste Pflegeform für die Gesellschaft dar: Die Störungsintensität ist dabei moderat und die Vegetation kann sich zwischen den Weidegängen regenerieren. Allerdings wird durch extensive Triftweide nicht sehr viel Phytomasse entfernt, sodass der Nährstoffentzug ggf. zu gering ist, um die aktuell hohen Einträge zu kompensieren. Besonders bei kleinen Beständen der Federgras-Steppe fressen die Schafe mitunter auch mehr auf ihrem Weg zu den Flächen,

nämlich am Weg- oder Ackerrand mit nahrhafter Kost, als auf den Flächen selbst. Vor allem mangelt es an Hüteschäfern. Daher nimmt die weniger aufwändige Koppelweide als Pflegeform zu (Abb. 27c). Intensiv-Koppelweide im Sommer stellt jedoch für Federgras-Steppen ein Risiko dar, insbesondere in von *Bromus erectus* beherrschten Beständen. Denn Schafe selektieren Kräuter und deren Blüten und meiden Gräser, soweit es geht. In Beständen mit einem durch *B. erectus* ausgedünnten Kräuterbestand dezimieren die Schafe die Kräuter weiter. So können artenarme *B. erectus*-Dominanzen entstehen, die auch für viele Insekten-Zielarten fast wertlos sind. Auch ein Nährstoffentzug ist bei Koppelhaltung wenig gegeben. An den Lägerplätzen kommt es zu Nährstoffakkumulationen. Besser geeignet ist eine Koppelhaltung mit Schafen oder Ziegen im Winterhalbjahr (Poniatowski et al. 2018a), da *B. erectus* dann stärker gefressen wird und gleichzeitig die Zielarten weniger leiden. Denn *B. erectus* ist wintergrün, während die kontinentalen Kennarten im Winter einziehen (Kahlert et al. 2005). Diese Eigenschaft der Aufrechten Trespe kann man als Ausdruck ihrer subatlantisch-submediterranen Herkunft werten. Oder andersrum: Ihre Zunahme kann durch klimabedingt mildere Winter erklärt werden (Meier et al. 2022, Fartmann et al. 2025). Rinder, Pferde und Esel können als Grasfresser *B. erectus* stärker zurückdrängen als Schafe und so den konkurrenzschwachen Zielarten Platz verschaffen (Bunzel-Drücke et al. 2008). Besonders die sehr anspruchslosen Esel fressen im Winter nicht nur *B. erectus*, sondern auch bereitwillig das *Stipa*-Stroh sowie fast alle Gehölze und benötigen keine Zufütterung (Zehm et al. 2015). Der Pflegezustand der Federgras-Steppe des Mainzer Sandes konnte in den letzten Jahren durch etwa dreimonatige Winterweide mit Eseln in sehr großer Koppel erheblich verbessert werden (Beob. TB, vgl. Süß 2006) (Abb. 27d). In Trockenrasen an der Unstrut konnte *B. erectus* durch eine ganzjährige Beweidung mit Pferden erfolgreich zurückgedrängt werden (Köhler et al. 2016), am Kaiserstuhl war dies neben einer Beweidung mit Pferden und Rindern aber auch durch eine ganzjährige Beweidung mit Schafen möglich (Fartmann et al. 2025).

Um eine Verbuschung brachgefallener Federgras-Steppen an Steilhängen im Unteren Saaletal zurückzudrängen, hat sich eine Rotationsweide mit Ziegen und fest installierten Zäunen bewährt (Abb. 27a). In den ersten Jahren wurde eine höhere Besatzstärke mit längeren Standzeiten umgesetzt. Nach Erreichen eines guten Erhaltungszustands wurde die Besatzstärke reduziert, die längeren Standzeiten jedoch beibehalten (Elias et al. 2014, 2019). Die Ziegen haben alle Gehölzarten auf den Flächen sehr gut verbissen, wodurch eine deutliche und nachhaltige Zurückdrängung der Verbuschung erreicht wurde. Der Verbiss war dabei im Frühjahr und Frühsommer am stärksten (Elias & Tischew 2016). Typische Arten der Federgras-Steppe wie *Astragalus exscapus* profitierten generell von der Ziegenbeweidung, da die Grasnarbe und Streuschicht geöffnet wurde (Elias et al. 2013, 2018). Damit hat sich die auch historisch auf den Steilhängen im Unteren Saaletal praktizierte Ziegenbeweidung zur Erhaltung der Federgras-Steppe bewährt. Letztlich sind solche Landschaftspflegeleistungen auf den wenig produktiven und schwer zugänglichen Steilhängen sehr aufwändig und nur mit Unterstützung durch Landschaftspflegeprogramme ökonomisch tragfähig (Elias et al. 2019). Dies gilt auch für Beweidungsverfahren mit anderen Weide-tieren an anderen Standorten der Federgras-Steppe.

Neben der Beweidung kann auch das Abbrennen ein geeignetes Pflegemittel sein, insbesondere wenn dichte Streuauflagen entfernt werden müssen, um eine Fläche für die Beweidung vorzubereiten. Auch die wintergrüne *B. erectus* kann durch ein Abbrennen im



Abb. 27. **a)** Ziegenbeweidung auf einer vormals von Sträuchern und *Bromus erectus* beherrschten Federgras-Steppe im Nelbener Grund bei Könnern im Saaletal. Die Ziegen fressen sowohl *B. erectus* als auch Gehölze und eignen sich hervorragend für die Pflege steiler Hänge (Foto: D. Elias, 16.08.2011). **b)** Hutweide mit Schafen und Ziegen in der Federgras- und Fels-Steppe an der Dörl im Kyffhäuser. Triftweide ist für Bestände auf kargen Standorten eine geeignete Pflegeform, weniger für produktive Bestände (Foto: TB, 27.05.2011). **c)** Federgras-Steppe auf den Bottendorfer Hügeln in Thüringen in Intensiv-Koppelweide mit Schafen. Kräuter sind überproportional dezimiert, *B. erectus* lediglich niedergetreten. Blütenbesuchende Insekten finden hier zu lange Zeit keine Nahrung und für auf dem Boden lebende Tiere besteht Verbrennungsgefahr (Foto: TFe, 31.07.2022). **d)** Winterweide mit Eseln im NSG Mainzer Sand. Die anspruchslosen Tiere fressen das *Stipa*-Stroh und praktisch alle Gehölze und steigern die Strukturvielfalt durch Trampelpfade und Wälzstellen (Foto: TB, 01.01.2025).

Winter zurückgedrängt werden (Moog et al. 2002, Kahlert et al. 2005). Solches Abbrennen war früher weit verbreitet (Krausch 1961a), wird aber heute kaum noch praktiziert. Aus Rücksicht auf die Insektenfauna sollten pro Jahr nur Teileflächen abgebrannt werden.

Insgesamt ist die Bedeutung der Pflegeform (Koppel- vs. Triftweide) einschließlich der Art der Weidetiere sowie der Jahreszeit und Intensität der Beweidung in Abhängigkeit vom Nährstoffniveau und Klima auf Steppenrasen mit *B. erectus* noch nicht ausreichend verstanden. Es sollten über mehrere Jahre hinweg Beweidungsexperimente durchgeführt werden – ein aufwändiges Unterfangen.

15.6 Wiederherstellung

Ssymank et al. (2022) schätzen die Federgras-Steppe insgesamt als schwer bis nicht regenerierbar ein; als Regenerationszeitraum geben die Autoren 15–150 Jahre an. Diese grundsätzlich richtige Einschätzung muss dahingehend präzisiert werden, dass vor allem zielartenreiche Dauerstadien schwer regenerierbar sind, nicht aber Pionierstadien. Dies

zeigen spontane Ansiedlungen von z.B. *Stipa capillata* und *Festuca valesiaca* in aufgelassenen Äckern und Weinbergen in Ungarn (Sendtko 1999). Auch auf dem Mainzer Sand siedeln sich die Bestände schnell wieder auf Flächen an, die zur Bekämpfung des Landreitgrases (*Calamagrostis epigejos*) gegrubbert werden (Beob. TB), während den *Stipa*-Arten im Kyffhäuser kaum eine Besiedlung jüngerer Ackerbrachen gelang, da *Bromus erectus* die Flächen in Besitz nahm (Hofmann et al. 2008). Allein *S. tirsa* konnte sich hier in Ackerbrachen behaupten (Pusch & Barthel 2003).

Entscheidend für eine erfolgreiche Regeneration ist neben einem langfristig geeigneten Habitat, ob die Diasporen der Zielarten noch vorhanden sind (Samenbank) oder die Zielfläche schnell genug und in ausreichender Menge erreichen – beides ist oft nicht der Fall (Bakker & Berendse 1999). Da die meisten Arten der Trockenrasen keine persistente Diasporenbank aufbauen, ist die Samenbank bereits länger degenerierter Bestände stark verarmt (Hutchings & Booth 1996a). Schafherden können nach einem Aufenthalt in Trockenrasen große Mengen an Diasporen in ihrem Fell oder Magen-Darmtrakt transportieren und wieder eintragen (Fischer et al. 1996). Oder der Mensch überträgt die Diasporen direkt. Die Übertragung von Mahd- oder Rechgut ermöglicht es, ganze Artengruppen und -gemeinschaften anzusiedeln (Storm et al. 2016 für Sandtrockenrasen, Kiehl 2009 für Kalkhalbtrockenrasen). Um möglichst das vollständige Artenspektrum übertragen zu können, sollte eine Beirntung der Spenderflächen zu unterschiedlichen Zeitpunkten stattfinden. Für häufige Arten und Arten mit vielen Diasporen ist die Mahd- oder Rechgutübertragung eine geeignete und kostengünstige Methode, für die Wiederansiedlung seltener Arten ist sie dagegen nur bedingt geeignet. Hier sind gezielte Ansiedlungen mittels angezogener Jungpflanzen oder Zielarten-Einsaat empfehlenswert (Kienberg et al. 2013).

Bei Renaturierungen oder Neuanlagen müssen die Empfängerflächen auf ihre grundätzliche Eignung geprüft werden: Ist der Standort ausreichend trocken und nährstoffarm, sodass sich eine Federgras-Steppe dauerhaft halten kann? Regenerationsflächen, auf denen Federgras-Steppen vorhanden waren oder in Resten vorhanden sind sowie Renaturierungsflächen, wo neue Federgras-Steppen hergestellt werden, müssen hinsichtlich der Schaffung eines Keimbetts vorbereitet werden. Streuofilze müssen durch Mahd oder Abflämmen entfernt werden und die Grasnarbe bzw. der Boden sollten mechanisch geöffnet werden, um den Keimungs- bzw. Etablierungserfolg der Zielarten zu steigern (Kiehl 2009). Die sehr seltenen Zielarten (von denen Saatgut auch nur begrenzt zur Verfügung steht) werden dann von Hand entweder breit oder auf optimierte Kleinflächen (Initialflächen) ausgesät. Auf letzteren können weitere Managementmaßnahmen durchgeführt werden, z. B. Beweidungsausschluss im ersten Jahr oder auch Wässern der Jungpflanzen in Dürrephasen. Auch ein Monitoring ist auf Kleinflächen leichter. Ansaat auf Kleinflächen wurde z. B. in Thüringen für *Astragalus exscapus* durchgeführt (Kienberg et al. 2013). Eine verwandte Methode ist das Auspflanzen angezogener Pflanzen. Diese Methode ist meist kosten- und zeitintensiv, ggf. aber auch erfolgreicher, da das im Freiland besonders sensible Keimlings- oder Etablierungsstadium wegfällt. Erfahrung mit dieser Methode konnten Kienberg et al. (2013) bei *A. exscapus*, *Scorzonera purpurea* und *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* sammeln. Bei allen drei Arten war vorher bekannt, dass die Pflanzen direkt nach der Keimung eine Pfahlwurzel ausbilden, was während der Sommertrockenheit gegen Vertrocknen schützt. Da eine Pfahlwurzel nachträglich nicht abgesenkt werden kann, wurden die Pflanzen in etwa 30 cm langen selbsthergestellten Schlauchtopfen angezogen und dann mitsamt Wurzelballen in vorpräparierte Löcher ausgepflanzt. Bei dem anschließenden dreijährigen Monitoring zeigte

dieses aufwändige Verfahren insgesamt gute Resultate, ein hoher Prozentsatz der Pflanzen überlebte. Auch Flechtenarten der Federgras-Steppen können wieder angesiedelt werden (von Brackel 2020).

Natürlich müssen Ansiedlungen den allgemeinen Empfehlungen dazu folgen (IUCN-SSC 1998, Diekmann et al. 2016). Ohne konkrete Argumente sollten auch keine Arealerweiterungen stattfinden, aber innerhalb eines Areals müssen zur Wiederherstellung ausreichend großer Habitatflächen auch geeignete neue Wuchsorte in Maßnahmenplanungen einbezogen werden. Die großen Verluste an Federgras-Steppen aus den vergangenen Jahrzehnten können sonst nicht kompensiert werden. Es sollte jedoch immer regionales Ausgangsmaterial verwendet werden, um räumlich-genetische Strukturen der Arten zu erhalten, und genetisch diverses Saatgut ist nicht-diversem vorzuziehen (Durka et al. 2024). Auch sollten die Maßnahmen in Datenbanken dokumentiert werden. Wie bei allen Wiederherstellungen sollten auch Ansiedlungen von einem Monitor begleitet werden, um ihren Erfolg zu bemessen.

15.7 Spezielles Populationsmanagement

Neben der gezielten Vergrößerung und Habitatdiversifizierung von Populationen zum Abpuffern von stochastischen Effekten kann in genetisch verarmten Populationen auch ein genetisches Management sinnvoll oder gar notwendig sein. Insbesondere dann, wenn ein positiver Zusammenhang zwischen der individuellen Fitness und genetischen Diversität der Populationen (z. B. *Astragalus exscapus*: Becker 2003) oder zumindest zwischen der individuellen Fitness und Populationsgröße (z. B. *Muscaria tenuiflorum*: Hornemann et al. 2012) besteht und die Arten sehr selten bzw. gefährdet sind, ist es sinnvoll, den Genfluss zwischen Populationen zu erhöhen und genetisch verarmte Populationen z. B. mittels Diasporenübertragung genetisch aufzufrischen. Eine genetisch diverse Zielpopulation produziert nicht nur fittere Nachkommen, sondern kann sich auch besser an verändernde Umweltbedingungen anpassen. Den genetisch verarmten Zustand kleiner Reliktpopulationen gezielt zu erhalten, käme dagegen einem bewussten Aussterbenlassen gleich (Ralls et al. 2020). Um einen automatischen Genfluss zwischen den Populationen zu erreichen (bzw. zu erhalten) müssen Fragmente der Federgras-Steppe funktionell besser vernetzt werden, z. B. mittels Korridoren. Große, zusammenhängende Habitate beherbergen meist Metapopulationen der Zielarten und besitzen daher einen erheblich höheren Naturschutzwert als fragmentierte Habitate. Darüber hinaus müssen aber auch Trittssteinhabitante erhalten oder wiederhergestellt werden. Grundsätzlich ist die Erhaltung großer Populationen in intakten, großen und vielfältigen Habitaten meist die deutlich bessere Wahl als die Regeneration degenerierter oder die Renaturierung erloschener Bestände. Letztere sind aufwändiger, teurer und schwieriger, aber ebenfalls wichtig.

16. Ausblick

Wie geht es mit der Federgras-Steppe in Zeiten des globalen Wandels weiter? Lokale Probleme, wie die notwendige Abschirmung der Flächen gegen den Eintrag von Dünger und Bioziden aus intensiv genutzten Nachbarflächen, könnten durch Flächenankäufe oder Exte-n-sivierung auf Basis fair honorierter Programme aus der Agrarförderung gelöst werden. Die Pflege von kleineren Beständen kann evtl. auch vermehrt über Naturschutzverbände, Biologische Stationen oder private Patenschaften organisiert werden. Dabei ist auch hier eine kontinuierliche und ökonomisch tragfähige Finanzierung der Pflege inklusive der not-

wendigen Investitionen in die Beweidungsinfrastruktur unabdingbar. Auch eine fachlich qualifizierte Beratung der involvierten Akteure ist notwendig. Schwieriger wird es dagegen sein, die Folgen der Fragmentierung der Bestände zu reduzieren oder gar zu beheben. Dies setzt eine Erweiterung bestehender und die Wiederherstellung erloschener Bestände auf geeigneten Standorten voraus. Auch das Problem der atmosphärischen Stickstoffdepositionen wird sich nur teilweise mit einem Verzicht auf fossile Energieträger lösen lassen; ebenso erforderlich ist es, hohe Nutztierbestände und die damit einhergehende Produktion von Gülle und Ammoniak zu reduzieren. Die Eindämmung von *Bromus erectus* dürfte eine große Herausforderung werden. Langfristig könnte der Erfolg dieser Art auch von der weiteren Entwicklung des Klimas abhängen. Sollte das Klima zukünftig einen (noch) stärkeren submediterranen Charakter entwickeln, werden kontinental verbreitete Gesellschaften weiter unter Druck geraten. Allerdings könnte das Klima auch wieder kontinentaler werden, wenn sich bei weiter steigenden Erdtemperaturen der Golfstrom abschwächen sollte (Drijfhout et al. 2025). Welche langfristige Zukunft die Federgras-Steppe in Deutschland vor diesem Gesamt-Hintergrund hat, ist kaum vorhersagbar. Aber wenn wir jetzt nicht die erforderlichen Schutz- und Wiederherstellungsmaßnahmen ergreifen, wird es diese Pflanzen-gesellschaft in Zukunft auf jeden Fall nicht mehr geben.

Danksagung

Unser Dank gilt den zusätzlichen Bildautoren: Philipp Brade, Michael Bulau, Daniel Elias, Julia Kruse, Horst Lößl, Michael Lüth, Stefan Pfützenreuter, Hartmut Schubert, Thomas Stephan, Gregor Stuhldreher, Wolfgang von Brackel und Markus Wilhelm (die genaue Zuordnung ist den Abbildungsunterschriften zu entnehmen). Besonderer Dank gilt Hans Reichert für die Anfertigung des mikroskopischen Präparats und des zugehörigen Fotos. Informationen zum Vorkommen der Federgras-Steppe in Niedersachsen, Sachsen und Thüringen verdanken wir Kathrin Baumann, Wolfgang Böhnert und Wolfgang Heinrich. Henryk Baumbach danken wir für die Hilfe beim Beschaffen von Fotos.

Beiträge der Autorinnen und Autoren zum Artikel

TB konzipierte den Artikel, koordinierte dessen Schreibprozess und entwarf die Kapitel 1–8, 11–12 und 16. Die anderen Kapitel entwarfen TB & CD (Kap. 9), HT (Kap. 10), DV & WW (Kap. 13), TFa, TFe & DP (Kap. 14) und TB, MD, WD, JP & ST (Kap. 15). DP erstellte Abbildung 1. Insbesondere EB, MD, WH, TH und NH überarbeiteten das Manuskript. Alle Autorinnen und Autoren überprüften es und stimmten seiner Veröffentlichung zu.

ORCIDs

- Thomas Becker  <https://orcid.org/0000-0002-7942-5575>
Erwin Bergmeier  <https://orcid.org/0000-0002-6118-4611>
Steffen Boch  <https://orcid.org/0000-0003-2814-5343>
Martin Diekmann  <https://orcid.org/0000-0001-8482-0679>
Christian Dolník  <https://orcid.org/0009-0001-2826-2876>
Walter Durka  <https://orcid.org/0000-0002-6611-2246>
Jörg Ewald  <https://orcid.org/0000-0002-2758-9324>
Thomas Fartmann  <https://orcid.org/0000-0002-2050-9221>
Thomas Fechtler  <https://orcid.org/0009-0004-3311-9953>
Werner Härdtle  <https://orcid.org/0000-0002-5599-5792>

Thilo Heinken  <https://orcid.org/0000-0002-1681-5971>
Norbert Hölzel  <https://orcid.org/0000-0002-6367-3400>
Karsten Horn  <https://orcid.org/0000-0001-8358-6681>
Dominik Poniatowski  <https://orcid.org/0000-0002-9955-688X>
Dominique Remy  <https://orcid.org/0000-0002-0735-5088>
Simone Schneider  <https://orcid.org/0000-0003-3761-2054>
Sabine Tischew  <https://orcid.org/0000-0001-6995-5188>
Denys Vynokurov  <https://orcid.org/0000-0001-7003-6680>
Wolfgang Willner  <https://orcid.org/0000-0003-1591-8386>

Literatur

- Aguilar, R., Quesada, M., Ashworth, L., Herreras-Diego, Y. & Lobo, J. (2008): Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. – *Molecular Ecology* 17: 5177–5188.
- Altehage, C. (1937): Die Steppenheidehänge bei Rothenburg-Könnern im unteren Saaleatal. – Abhandlungen und Berichte aus dem Museum für Naturkunde und Vorgeschichte in Magdeburg 6: 233–262.
- Angert, A.L., Bontrager, M.G. & Ågren, J. (2020): What do we really know about adaptation at range edges? – *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 51: 341–361.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-091002>
- Bakker, J.P. & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *Trends in Ecology & Evolution* 14: 63–68.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)
- Bartsch, A. (1968): Zur Verbreitung der Aufrechten Trespe, *Bromus erectus* Huds. im nördlichen Harzvorland. – *Naturkundliche Jahresberichte des Museum Heineanum* 3: 3–4.
- Baumbach, H. (2013): Das EU-LIFE-Projekt „Erhaltung und Entwicklung der Steppenrasen Thüringens“ im Überblick. – In: Baumbach, H. & Pfitzenreuter, S. (Eds.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 223–248. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (Hrsg.), Tagungsband, Erfurt.
- Bayanov, A.V. & Yamalov, S.M. (2013): Stepi klassa *Festuco-Brometea* v Zauraliye Respublik Bashkortostan (Steppes of the *Festuco-Brometea* class in the Trans-Urals of the Republic of Bashkortostan) [In Russian]. – *Izvestia of Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences* 15: 1227–1231.
- Becker, C. (1996): Magerrasen-Gesellschaften auf Zechstein am südlichen Harzrand (Thüringen). – *Tuexenia* 16: 371–401.
- Becker, T. & Voß, N. (2003): Einnischung der seltenen Steppenrasenart *Astragalus exscapus* L. (Stengeloser Tragant) im Kyffhäusergebirge (Thüringen, Deutschland). – *Feddes Repertorium* 114: 142–165.
- Becker, T. (1998a): Die Pflanzengesellschaften der Felsfluren und Magerrasen im unteren Unstruttal (Sachsen-Anhalt). – *Tuexenia* 18: 153–206.
- Becker, T. (1998b): Zur Rolle von Mikroklima- und Bodenparametern bei Vegetationsabfolgen in Trockenrasen des unteren Unstruttals (Sachsen-Anhalt). – *Gleditschia* 26: 29–57.
- Becker, T. (2003): Auswirkungen langzeitiger Fragmentierung auf Populationen am Beispiel der relikтивischen Steppenrasenart *Astragalus exscapus* L. (*Fabaceae*). – *Dissertationes Botanicae* 380: 1–210.
- Becker, T. (2010): Explaining rarity of the dry grassland perennial *Astragalus exscapus*. – *Folia Geobotanica* 45: 303–321.
- Becker, T., Andres, C. & Dierschke, H. (2011a): Junge und alte Steppenrasen im NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“ im Kyffhäusergebirge. – *Tuexenia* 31: 173–210.
- Becker, T., Brändel, M. & Dierschke, H. (2007): Trockenrasen auf schwermetall- und nicht schwermetallhaltigen Böden der Bottendorfer Hügel in Thüringen. – *Tuexenia* 27: 255–286.
- Becker, T., Voss, N. & Durka, W. (2011b): Pollen limitation and inbreeding depression in an “old rare” bumblebee-pollinated grassland herb. – *Plant Biology* 13: 857–864. <https://doi:10.1111/j.1438-8677.2011.00452.x>

- Benkert, D. & Karsten, U. (1969): Die xerotherme Hügelflora im Potsdamer Havelgebiet. – Beiträge zur Flora und Vegetation Brandenburgs 41. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule Potsdam 13: 331–358.
- Bergmeier, E. (2020): Die Vegetation Deutschlands – eine vergleichende Übersicht der Klassen, Ordnungen und Verbände auf Grundlage der EuroVegChecklist. – Tuexenia 40: 19–32.
<https://doi.org/10.14471/2020.40.024>
- Biurrun, I., Pielech, R., Dembicz, I. ... Dengler, J. (2021): Benchmarking plant diversity of Palaearctic grasslands and other open habitats. – Journal of Vegetation Science 32: e13050.
<https://doi.org/10.1111/jvs.13050>
- Blackwell, M. & Vega, F.E. (2018): Lives within lives: Hidden fungal biodiversity and the importance of conservation. – Fungal Ecology 35: 127–134.
- BMUV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz) (2024): NBS 2030 – Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030. – URL: <https://www.bmuv.de> [Zugriff: 16.02.2025].
- BNatSchG (2024): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 48 des Gesetzes vom 23. Oktober 2024.
- Bobbink, R., Loran, C. & Tomassen, H. (Eds.) (2022): Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. – UBA-Texte 110 / 2022. Umweltbundesamt: 358 pp.
- Boergens, E., Güntner, A., Dobslaw, H. & Dahle, C. (2020): Quantifying the Central European droughts in 2018 and 2019 with GRACE Follow-On. – Geophysical Research Letters 47: 438 e2020GL087285.
- Böhnert, W. (1978): Die Vegetation des Naturschutzgebietes „Harslebener Berge-Steinholz“. – Naturschutz und naturkundliche Heimatkunde in den Bezirken Halle und Magdeburg 15: 11–23.
- Böhnert, W., Kleinknecht, U., Butler, K., Richter, F., Schmidt, P.A. & Winter, S. (2020): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsen. 2. Aufl. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG): 636 pp.
- Borhidi, A., Kevey, B. & Lendvai, G. (2012): Plant communities of Hungary. – Akadémiai Kiadó, Budapest: 544 pp.
- Brandes, D. & Pfützenreuter, S. (2013): Die Wechselbeziehungen zwischen Steppenrasen und Adventiv- und Ruderalpflanzen in Deutschland. – In: Baumbach, H. & Pfützenreuter, S. (Red.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 55–67. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (Hrsg.), Tagungsband, Erfurt.
- Brasseur, G.P., Daniela, J. & Schuck-Zöller, S. (Hrsg.) (2023): Klimawandel in Deutschland – Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. – Springer, Berlin: 348 pp.
- Braun-Blanquet, J. (1936): Über die Trockenrasengesellschaften des *Festucion vallesiacae* in den Ostalpen. – Berichte der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft 46: 169–189.
- Braun-Blanquet, J. (1961): Die inneralpine Trockenvegetation von der Provence bis zur Steiermark. – Fischer, Stuttgart: 273 pp.
- Brüggemann, J., Drung, M., Löffler, F. & Fartmann, T. (2022): Effects of local climate and habitat heterogeneity on breeding-bird assemblages of semi-natural grasslands. – Journal of Ornithology 163: 695–707.
- Bunzel-Drücke M., Böhm C., Finck P., Kämmer G., Luick R., Reisinger E., Riecken U., Riedel J., Scharf M. & Zimball O. (2008): „Wilde Weiden. Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung“. – Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., Bad Sassendorf-Lohne: 215 pp.
- Burger, F. & Ruhnke, H. (2004): Rote Liste der Wildbienen (*Hymenoptera: Apidae*) des Landes Sachsen-Anhalt. 2. Fassung, Stand: Februar 2004. – Rote Listen Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 356–365.
- Caspari, S., Dürhammer, O., Sauer, M. & Schmidt, C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (*Anthocerotophyta*, *Marchantiophyta* und *Bryophyta*) Deutschlands. – In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70: 361–489.
- Chytrý, M., Hoffmann, A. & Novák, J. (2007): Suché trávníky (*Festuco-Brometea*) (Dry grasslands). – In: Chytrý, M. (Ed.), Vegetace České republiky. 1. Travinná a keříčková vegetace (Vegetation of the Czech Republic. 1. Grassland and Heathland Vegetation) [in Czech, with English summaries]: 372–470. Academia, Praha.

- Chytrý, M., Horská, M., Danihelka, J. ... Valachovič, M. (2019): A modern analogue of the Pleistocene steppe-tundra ecosystem in southern Siberia. – *Boreas* 48: 36–56. <https://doi.org/10.1111/bor.12338>
- Chytrý, M., Mucina, L., Vicherek, J., Pokorný-Strudl, M., Strudl, M., Koó, A.J. & Maglocký, Š. (1997): Die Pflanzengesellschaften der westpannonischen Zwergrauweiden und azidophilen Trockenrasen. – *Dissertationes Botanicae* 277: 1–108.
- Coldea, G. & Sârbu, I. (2012): Classe *Festuco-Brometea*. – In: Coldea, G. (Ed.): Les associations végétales de Roumanie, Tome 2, Les associations anthropogènes (Plant associations of Romania, Vol. 2, Anthropogenic associations [in French]: 107–179. Presa Universitară Clujeană, Cluj-Napoca.
- Creutzburg, F., Baumbach, H., Burger, F., Winter, R. & T. Fechtler (2023): Beiträge zur Hymenopteren-Fauna Thüringens: Untersuchungsergebnisse zu den Steppenrasen im Naturschutzgebiet (NSG) „Wipperdurchbruch“ bei Günserode (Kyffhäuserkreis). – Thüringer Faunistische Abhandlungen 28: 249–274.
- Dämmrich, F., Lotz-Winter, H., Schmidt, M. ... Wöldecke, K. (2016): Rote Liste der Großpilze und vorläufige Gesamtartenliste der Ständer- und Schlauchpilze (*Basidiomycota* und *Ascomycota*) Deutschlands mit Ausnahme der Flechten und phytoparasitischen Kleinpilze. – In: Matzke-Hajek, G., Hofbauer, N. & Ludwig, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 8: Pilze (Teil 1) – Großpilze. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70: 31–433.
- Dengler, J. (1998): Der Geschützte Landschaftsbestandteil „Mühlenberg“ bei Brodowin – Flora, Vegetation und Bedeutung für den Naturschutz. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2: 149–158.
- Dengler, J., Lemke, H. & Wollert, H. (2000): Zwei *Stipa*-Arten im Uecker-Randow-Gebiet (Mecklenburg-Vorpommern) wiederentdeckt – Mit Anmerkungen zum *Stipa pennata*-Aggregat in Nordostdeutschland. – *Gleditschia* 28: 17–26.
- Dengler, J., Becker, T., Ruprecht, E. ... Uğurlu, E. (2012): *Festuco-Brometea* communities of the Transylvanian Plateau (Romania) – a preliminary overview on syntaxonomy, ecology, and biodiversity. – *Tuxenia* 32: 319–359.
- DGFm (Deutsche Gesellschaft für Mykologie) (2025): Datenbank der Pilze Deutschlands. – Bearbeitet von Dämmrich, F., Gminder, A., Hardtke, H.-J., Karasch, P., Schmidt, M. & Wehr, K. – URL: <http://www.pilze-deutschland.de> [Zugriff: 09.07.2025].
- Diagon-Bolli, J., Dalang, T., Holderegger, R. & Bürgi, M. (2012): Heterogeneity fosters biodiversity: linking history and ecology of dry calcareous grasslands. – *Basic and Applied Ecology* 13: 641–653. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.10.004>
- Diekmann, M., Andres, C., Becker, T. ... Wesche, K. (2019): Patterns of long-term vegetation change vary between different types of semi-natural grasslands in Western and Central Europe. – *Journal of Vegetation Science* 30: 187–202. <https://doi.org/10.1111/jvs.12727>
- Diekmann, M., Dupre, C., Müller, J. & Wittig, B. (2016): Die Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten in naturnahe Lebensgemeinschaften – Entwicklung eines Handlungsleitfadens. – Deutsche Bundesstiftung Umwelt: 51 pp.
- Dörfelt, H. & Ruske, E. (2008): Die Welt der Pilze, 2. Aufl. – Weissdorn-Verlag, Jena: 322 pp.
- Dostálék, J. & Frantík, T. (2008): Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). – *Biodiversity and Conservation* 17: 1439–1454. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9352-1>
- Drijfhout, S., Angevaare, J.R., Mecking J., van Westen, R.M & Rahmstorf, S. (2025): Shutdown of northern Atlantic overturning after 2100 following deep mixing collapse in CMIP6 projections. – *Environmental Research Letters* 20: 094062. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/adfa3b>
- Dúbravková, D., Chytrý, M., Willner, W., Illyés, E., Janišová, M. & Kállayné Szerényi, J. (2010): Dry grasslands in the Western Carpathians and the northern Pannonic Basin: a numerical classification. – *Preslia* 82: 165–221.
- Düll, R. & Kutzelnigg, H. (2016): Taschenlexikon der Pflanzen Deutschlands und angrenzender Länder, 8. Aufl. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim: 776 pp.
- Durka, W., Michalski, S., Höfner, J. & RegioDiv-Konsortium (2024): RegioDiv – Genetische Vielfalt krautiger Pflanzenarten in Deutschland und Empfehlungen für die Regiosaatgut-Praxis. – BfN-Schriften 687: 1–315. <https://doi.org/10.19217/skr687>

- Durka, W., Nossol, C., Welk, E., Ruprecht, E., Wagner, V., Wesche, K. & Hensen, I. (2013): Extreme genetic depauperation and differentiation of both populations and species in Eurasian feather grasses (*Stipa*). – Plant Systematics and Evolution 299: 259–269.
<https://doi.org/10.1007/s00606-012-0719-0>
- Eijsink, J., Ellenbroek, G., Holzner, W. & Werger, M.J.A. (1978): Dry and semi-dry grasslands in the Weinviertel, Lower Austria. – Vegetatio 36: 129–148.
- Elias, D. & Tischew, S. (2016): Goat pasturing – A biological solution to counteract shrub encroachment on abandoned dry grasslands in Central Europe? – Agriculture, Ecosystems & Environment 234: 98–106.
- Elias, D., Hözel, N. & Tischew, S. (2018): Goat paddock grazing improves the conservation status of shrub-encroached dry grasslands. – Tuexenia 38: 215–233. <https://doi.org/10.14471/2018.38.017>
- Elias, D., Mann, S. & Tischew, S. (2013): Die Steppenrasen im Unteren Saaletal (Sachsen-Anhalt) – Wiederherstellung und Pflege durch Ziegenbeweidung. – In: Baumbach, H. & Pfützenreuter, S. (Eds.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 351–354. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (Hrsg.), Tagungsband, Erfurt.
- Elias, D., Mann, S., Necker, M. & Tischew, S. (Hrsg.) (2019): Praxisleitfaden Ziegenbeweidung – Einsatz von Ziegen zur Beweidung verbuschter Trockenstandorte im Unteren Saaletal. – Hochschule Anhalt, Bernburg: 64 pp. <http://dx.doi.org/10.25673/14136>
- Elias, D., Mann, S., Tischew, S. (2014): Ziegenstandweiden auf degradierten Xerothermrasenstandorten – Auswirkungen auf Flora und Vegetation. Natur und Landschaft 89: 200–208.
- Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1334 pp.
- Evers, C. (1997): Die *Festuco-Brometea*-Gesellschaften im nördlichen Harzvorland Niedersachsens. – Phytocoenologia 27: 161–211.
- Fartmann, T. & Poniatowski, D. (Hrsg.) (2025): Verbreitungsatlas der Heuschrecken und Fangschrecken Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 260 pp.
- Fartmann, T. (2024): Insect Conservation in Grasslands. – In: Pryke, J., Samways, M.J., New, T., Cardoso, P. & Gaigher, R. (Eds.): Routledge Handbook of Insect Conservation: 263–274. Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9781003285793-24>
- Fartmann, T., Jedicke, E., Streitberger, M. & Stuhldreher, G. (2021a): Insektensterben in Mitteleuropa. Ursachen und Gegenmaßnahmen. – Eugen Ulmer, Stuttgart: 303 pp.
- Fartmann, T., Kettermann, M., Streitberger, M., Schmidt, C., Poniatowski, D. & Holtmann, L. (2025): Encroachment of the Upright brome (*Bromus erectus*) in calcareous grasslands – Assessment of the drivers and effects on plant species assemblages. – Journal of Environmental Management 380: 125068. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125068>
- Fartmann, T., Krämer, B., Stelzner, F. & Poniatowski, D. (2012): Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. – Ecological Indicators 20: 337–344.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.002>
- Fartmann, T., Stuhldreher, G., Streitberger, M., Löffler, F. & Poniatowski, D. (2021b): Aussterbeschuld: zeitverzögertes Aussterben von Arten. Ein bislang in der Naturschutzpraxis kaum berücksichtigtes Phänomen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 53: 14–19.
<https://doi.org/10.1399/NuL.2021.05.01>
- Fechtler, T. (1994): Beobachtungen zum Blütenbesuch von Wildbienen (*Apoidea*) auf ausgewählten Magerrasen des Kyffhäusergebirges. – Unveröffentlichte Diplomarbeit, Georg-August-Universität Göttingen: 148 pp.
- Fechtler, T., Pape, F., Gardein, H., Meyer, S. & Grau, F. (2021): Bemerkenswerte Wildbienen-Nachweise aus Südniedersachsen (*Hymenoptera: Apiformes*). – Ampulex 12: 54–70.
- Feeßer, I., Dörfler, W., Rösch, M., Jahns, S., Wolters, S. & Bittmann, F. (Hrsg.) (2024): Vegetationsgeschichte der Landschaften in Deutschland. – Springer Berlin, Heidelberg: 670 pp.
<https://doi.org/10.1007/978-3-662-68936-3>
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 156: 1–637.
- Fischer, S.F., Poschlod, P. & Beinlich, B. (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. – Journal of Applied Ecology 33: 1206–1222.
<https://doi.org/10.2307/2404699>

- Flade, M. 1994. Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogekundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – IHW-Verlag, Eching: 879 pp.
- Frank, D., Brade, P., Elias, D. ... Wegener, U. (2020): Rote Listen Sachsen-Anhalt. 7. Farne und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*). – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1: 151–186.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Ralls, K. ... Sunnucks, P. (2017): Loss of genetic diversity reduces ability to adapt. – In: Frankham, R., Ballou, J.D., Ralls, K. ... Sunnucks, P.: Genetic Management of Fragmented Animal and Plant Populations: 65–86. Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/oso/9780198783398.003.0004>
- Frey, W. & Lösch, R. (2014): Geobotanik: Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit, 3. Aufl. – Spektrum, Heidelberg: 600 pp.
- Gauckler, K. (1957): Die Gipshügel in Franken, ihr Pflanzenkleid und ihre Tierwelt. – Abhandlungen der Naturhistorischen Gesellschaft zu Nürnberg 29: 1–92.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A. & Sudfeldt, C. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. – Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 pp.
- Girwert, J. (2010): Beitrag zur Kenntnis der Erfurter Pilzflora: Die Pilzflora in den Schutzgebieten Schwellenburg, Kippelhorn, Steinberg und Roter Berg. – Vernate 29: 25–36.
- Gradmann, R. (1901): Das mitteleuropäische Landschaftsbild nach seiner geschichtlichen Entwicklung. – Geographische Zeitschrift 7: 361–377.
- Gradmann, R. (1906): Beziehungen zwischen Pflanzengeographie und Siedlungsgeschichte. – Geographische Zeitschrift 12: 305–325.
- Grime, J.P. (2001): Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties. 2. ed. – Wiley and Sons, Chichester: 417 pp.
- Günther, R. (Ed.) (2009): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Fischer, Jena: 832 pp.
- Hackel, E. (1906): Über Kleistogamie bei den Gräsern. – Österreichische Botanische Zeitschrift 56: 81–88, 143–154, 180–186.
- Hahn, A., Andres, C. & Becker, T. (2013): Veränderungen der Steppenrasen des NSG „Badraer Lehde-Großer Eller“ im Kyffhäusergebirge (Thüringen) zwischen 1993 und 2012. – In: Baumbach, H. & Pfützenreuter, S. (Eds.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 101–115. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Erfurt.
- Hand, R., Thieme, M. & Mitarb. (2025): Florenliste von Deutschland (Gefäßpflanzen), begründet von Karl Peter Buttler, Version 15 (April 2025). – URL: <http://www.kp-buttlar.de> [Zugriff: 18.01.2025].
- Härdtle, W. (2024): Biodiversität, Ökosystemfunktionen und Naturschutz. – Springer-Spektrum, Heidelberg: 932 pp.
- Hassler, M. & Muer, T. (2022): Flora Germanica. Bd. 1. – Haupt, Bern: 864 pp.
- Heinicke, S., Hensen, I., Rosche, C., Hanselmann, D., Gudkova, P.D., Silanteva, M.M. & Wesche, K. (2016). Fragmentation and environmental constraints influence genetic diversity and germination of *Stipa pennata* in natural steppes. – Flora 224: 42–49. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2016.06.003>
- Heinken, T. (2009): Populationbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für Biotopverbundssysteme. – Tuexenia 29: 305–329.
- Heinrich, W. (2010): Zum Indigenat der Aufrechten Trespe (*Bromus erectus*) in Thüringen. – Haussknechtia 12: 101–126.
- Heinze, M. & Fiedler, H.J. (1984): Chemische Eigenschaften von Gips-Rendzinen und Begleitbodenformen des Kyffhäusergebirges (DDR). – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 22: 225–237.
- Helbing, F., Fartmann, T., Löffler, F. & Poniatowski, D. (2017): Effects of local climate, landscape structure and habitat quality on leafhopper assemblages of acidic grasslands. – Agriculture, Ecosystems & Environment 246: 94–101. <https://doi/10.1016/j.agee.2017.05.024>
- Hensen, I. (1995): Die kontinentalen *Stipa*-Steppenrasen der mittel- und nordostdeutschen Trockengebiete. – Gleditschia 23: 3–24.
- Hensen, I. (1997): Life strategy systems of xerothermic grasslands – mechanisms of reproduction and colonization within *Stipetum capillatae* s. l. and *Adonido-Brachypodietum pinnati*. – Feddes Repertorium 108: 425–452.

- Hensen, I., Katzerke, C., Wagner, V., Durka, W., Pusch, J. & Wesche, K. (2010): Low genetic variability and strong differentiation among isolated populations of the rare steppe grass *Stipa capillata* L. in Central Europe. – Plant Biology 12: 526–536. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2009.00227.x>
- Herdam, H. (1995): Neue Flora von Halberstadt. Farn- und Blütenpflanzen des Nordharzes und seines Vorlandes (Sachsen-Anhalt). – Botanischer Arbeitskreis Nordharz e.V. (Hrsg.), Quedlinburg: 385 pp.
- Hilbig, W. & Koroljuk, A. J. (2000). Sanddünenvegetation im Uvs-nuur-Becken (Mongolei und Tuwa/Russland). – Feddes Repertorium 111: 29–37. <https://doi.org/10.1002/fedr.20001110106>
- Hodgetts, N.G., Söderström, L., Blockeel, T.L. ... Porley, R.D. (2020): An annotated checklist of bryophytes of Europe, Macaronesia and Cyprus. – Bryological Monograph: 1–116.
- Hofmann, K., Pusch, J., Mahn, S. & Tischew, S. (2008): Zur Besiedlung von Ackerbrachen im Kyffhäusergebirge durch *Stipa pennata* L., *Stipa pulcherrima* K. Koch, *Stipa tirsia* Steven em. Čelak. und *Stipa capillata* L. aus populationsökologischer und pflanzensoziologischer Sicht. – Hercynia N. F. 41: 83–97.
- Högel, C. (1991): Vegetationskundliche Analyse und Kartierung im Mansfelder Seengebiet. – Dissertation Universität Halle, Manuscript: 135 pp.
- Holzner, W., Horvatic, E., Köllner, E., Köpl, W., Pokorny, M., Scharfetter, E., Schramayr, G. & Strudl, M. (1986): Österreichischer Trockenrasenkatalog. – Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 312 pp.
- Horn, K., von Brackel, W., Ewald, J. ... Fischer, P. (2024): Pflanzengesellschaft des Jahres 2025: Flechten-Kiefernwald (*Cladino-Pinetum sylvestris*). – Tuexenia 45: 177–213. <https://doi.org/10.14471/2024.44.013>
- Hornemann, G., Weiss, G. & Durka, W. (2012): Reproductive fitness, population size and genetic variation in *Muscari tenuiflorum* (Hyacinthaceae): The role of temporal variation. – Flora 207: 736–743. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.07.005>
- Huckriede, R. (1982): Paläoklimatische Aussagen neuer wechselzeitlicher Pflanzenbefunde in Hessen und Tirol. – Physische Geographie 5: 37–38.
- Hueck, K. (1931): Erläuterung zur vegetationskundlichen Karte des Endmoränengebiets von Chorin (Uckermark). – Beiträge zur Naturdenkmalflege 14: 107–214.
- Hutchings, M.J. & Booth, K.D. (1996): Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. – Journal of Applied Ecology 33: 1171–1181. <https://doi.org/10.2307/2404696>
- Huth, E. (1885/86): Das Pfriemengras (*Stipa capillata*) und deren Verwandte als Feinde der Schafzucht. – Monatliche Mittheilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins des Regierungsbezirks Frankfurt 3: 158–160.
- Ionita, M., Nagavciuc, V., Scholz, P. & Dima, M. (2022): Long-term drought intensification over Europe driven by the weakening trend of the Atlantic Meridional Overturning Circulation. – Journal of Hydrology: Regional Studies 42: 101176. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101176>
- IUCN-SSC (International Union for Conservation of Nature-Species Survival Commission) (1998): Guidelines for re-introductions. – Prepared by the IUCN-SSC Re-introduction Specialist Group. Gland (CH) and Cambridge (UK): 10 pp.
- Jandt, J. (1999): Kalkmagerrasen am Südharzrand und im Kyffhäuser. – Dissertationes Botanicae 322: 1–246.
- Kahlert, B.R., Ryser, P. & Edwards, P.J. (2005): Leaf phenology of three dominant limestone grasslands plants matching the disturbance regime. – Journal of Vegetation Science 16: 433–442. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02383.x>
- Kaiser, E. (1930): Die Steppenheiden in Thüringen und Franken zwischen Saale und Main. – Sonder-schriften der Akademie gemeinnütziger Wissenschaften zu Erfurt & des Thüringischen Botanischen Vereins zu Weimar (Hrsg.). – C. Villaret & A. Stenger, Erfurt: 75 pp.
- Kämpf, I. & Fartmann, T. (2011): Der verborgene Schatz vor der Haustür: Die Vegetation der Federgrassteppen im Unteren Odertal. – Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 8: 107–119.
- Kämpf, I. (2011): Impacts of grazing on vegetation and Orthoptera of steppe grassland. – Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Münster.

- Kämpfer, S. & Fartmann, T. (2019): Breeding populations of a declining farmland bird are dependent on a burrowing, herbivorous ecosystem engineer. – Ecological Engineering 140: 105592.
<https://doi/10.1016/j.ecoleng.2019.105592>
- Karamyševa, Z.V. (2003): Formation M Steppen. – In: Bohn, U., Neuhäusl, R., Gollub, G., Hettwer, C., Neuhäuslová, Schläter, H. & Weber, H. (Hrsg.): Karte der natürlichen Vegetation Europas 1:2.500.000. Teil 1. Erläuterungstext. Landwirtschaftsverlag, Münster: 445–462 pp.
- Kiehl, K. (2009): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – In: Zerbe, S. & Wieglob, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 266–282. Spektrum, Heidelberg.
- Kienberg, O. & Becker, T. (2017): Differences in population structure require habitat-specific conservation strategies in the threatened steppe grassland plant *Astragalus exscapus*. – Biological Conservation 211: 56–66.
- Kienberg, O., Thill, L. & Becker, T. (2013): Wiederansiedlung von *Astragalus exscapus*, *Scorzonera purpurea* und *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* in Steppenrasen in Thüringen – erste Ergebnisse eines laufenden Projektes. – In: Baumbach, H. & Pfützenreuter, S. (Red.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 373–383. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN) (Hrsg.), Erfurt.
- Kinlechner, G. (1970): Geobotanische Untersuchungen an den Trockenhängen des östlichen Thüringer Beckens. – Dissertation Universität Jena: 108 pp.
- Kirschner, P., Záveská, E., Gamisch, A. ... Schönswetter, P. (2020): Long-term isolation of European steppe outposts boosts the biome's conservation value. – Nature Communications 11: 1968.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-15620-2>
- Klika, J. (1931): Studien über die xerotherme Vegetation Mitteleuropas. I. Die Pollauer Berge im südlichen Mähren. – Beihefte zum Botanischen Centralblatt, Abt. II, 47: 343–398.
- Klika, J. (1933): Studien über die xerotherme Vegetation Mitteleuropas. II. Xerotherme Gesellschaften in Böhmen. – Beihefte zum Botanischen Centralblatt, Abt. II, 50: 707–773.
- Knapp, H.D. (1979): Geobotanische Studien an Waldgrenzstandorten des hercynischen Florengebietes, Teil 1 und 2. – Flora 168: 276–319, 468–510.
- Knapp, R. (1942): Zur Systematik der Wälder, Zwerpstrauchheiden und Trockenrasen des eurosibirischen Vegetationskreises. – Beilage zum 12. Rundbrief der Zentralstelle für Vegetationskartierung (vervielfältigtes Manuskript). Hannover: 102 pp.
- Knapp, R. (1944): Vegetationsaufnahmen von Trockenrasen und Felsfluren Mitteldeutschlands, Teil 3. – Unveröff. Manuskript, Halle (Saale).
- Köhler, M., Hiller, G. & Tischew, S. (2016): Year-round horse grazing supports typical vascular plant species, orchids and rare bird communities in a dry calcareous grassland. – Agriculture, Ecosystems & Environment 234: 48–57.
- Kolbek, J. (1975): Die *Festucetalia valesiacae*-Gesellschaften im Ostteil des Gebirges České středohoří (Böhmisches Mittelgebirge). 1. Die Pflanzengesellschaften. – Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 10: 1–57.
- Kolbek, J. (1978): Die *Festucetalia valesiacae*-Gesellschaften im Ostteil des Gebirges České středohoří (Böhmisches Mittelgebirge). 2. Synökologie, Sukzession und syntaxonomische Ergänzungen. – Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 13: 235–303.
- Korneck, D. & Gregor, H. (2012): *Festuca rhenana* spec. nov. und *Festuca heteropachys*, zwei verkannte Schwingel der Flora Deutschlands. – Kochia 6: 11–28.
- Korneck, D. & Gregor, H. (2015): *Festuca tomanii* sp. nov., ein Dünen-Schwingel des nördlichen Oberrhein-, des mittleren Main- und des böhmischen Elbtales. – Kochia 9: 37–58.
- Korneck, D. & Scholz, H. (2007): *Stipa pulcherrima* subsp. *palatina*, eine neue Federgras-Sippe aus der Pfalz. – Kochia 2: 1–7.
- Korneck, D. (1956): Die Rabenkanzel bei Uffhofen – ein übersehener Steppenheide-Wuchsraum Rheinhessens. – Hessische Floristische Briefe 5: 1–3.
- Korneck, D. (1974): Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 7: 1–196.
- Korneck, D. (1987): Pflanzengesellschaften des Mainzer-Sand-Gebietes. – Mainzer naturwissenschaftliches Archiv 25: 135–200.
- Korneck, D., Gregor, T. & Paule, J. (2014): Zur Identität von *Festuca duvalii*. – Kochia 8: 15–26.

- Korolyuk, A.Y. & Makunina, N.I. (2009): Nastoyaschiye stepi Altaye-Sayanskoi gornoi oblasti (poriadok *Stipetalia krylovii* Kononov, Gogoleva et Mironova 1985) (True steppes of the Altai-Sayan mountain region (order *Stipetalia krylovii* Kononov, Gogoleva et Mironova 1985)) [In Russian]. Rastitelnyi Mir Aziatskoi Rossii 2: 43–53.
- Kratzert, G. & Dengler, J. (1999): Die Trockenrasen der „Gabower Hänge“ am Oderbruch. – Verhandlungen des Botanischen Vereins Berlin Brandenburg 132: 285–329.
- Krausch, H.-D. (1961a): Die kontinentalen Steppenrasen (*Festucetalia valesiacae*) in Brandenburg. – Feddes Repertorium Beihefte 139: 167–227.
- Krausch, H.-D. (1961b): Mikroklimatische Untersuchungen an Steppenpflanzen-Gesellschaften der Randhänge des Oderbruches. – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 1: 142–163.
- Kuneš, P., Svobodová-Svitavská, H., Kolář, J., Hajnalová, M., Abraham, V., Macek, M., Tkáč, P. & Szabó, P. (2015): The origin of grasslands in the temperate forest zone of east-central Europe: long-term legacy of climate and human impact. – Quaternary Science Reviews 116: 15–27.
- Kutschera, L. & Lichtenegger, E. (1982): Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Bd. 1. *Monocotyledoneae*. – Fischer, Stuttgart: 516 pp.
- LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt) (Hrsg.) (2014): Subpannonische Steppen-Trockenrasen – ein FFH-Lebensraumtyp in besonderer Verantwortung des Landes Sachsen-Anhalt. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 51: 1–192 (Sonderheft).
- Lemmer, J., Andrzejak, M., Compagnoni, A., Knight, T.M. & Korell, L. (2021): Climate change and grassland management interactively influence the population dynamics of *Bromus erectus* (*Poaceae*). – Basic and Applied Ecology 56: 226–238.
- Léveillé-Bourret, E., Eggertson, Q., Hambleton, S. & Starr, J.R. (2021): Cryptic diversity and significant cophylogenetic signal detected by DNA barcoding the rust fungi (*Pucciniaceae*) of *Cyperaceae–Juncaceae*. – Journal of Systematics and Evolution 59: 833–851.
- Libbert, W. (1933): Die Vegetationseinheiten der neumärkischen Staubeckenlandschaft. – Verhandlungen des Botanischen Vereins der Provinz Brandenburg 74: 10–93.
- Löffler, F. & Fartmann, T. (2017): Effects of landscape and habitat quality on *Orthoptera* assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. – Agriculture, Ecosystems & Environment 248: 71–81.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.029>
- Luszczynski, J., Adamska, E., Wojciechowska, A. & Czerwak-Marcinkowska, J. (2022): Diversity Patterns of Macrofungi in Xerothermic Grasslands from the Nida Basin (Małopolska Upland, Southern Poland): A Case Study. – Biology 11: 531. <https://doi.org/10.3390/biology11040531>
- Mahn, E.-G. (1957): Über die Vegetations- und Standortsverhältnisse einiger Porphyrkuppen bei Halle. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg, Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe 6: 177–208.
- Mahn, E.-G. (1965): Vegetationsaufbau und Standortverhältnisse der kontinental beeinflußten Xerothermrasengesellschaften Mitteldeutschlands. – Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig 49: 1–138.
- Marstaller, R. (1971): Zur Kenntnis der Gesellschaften des *Toninion*-Verbandes im Unstruttal zwischen Nebra und Artern sowie im Kyffhäusergebirge. – Hercynia N.F. 8: 34–51.
- Marstaller, R. (2002): Die Moosgesellschaften des Naturschutzgebietes „Schmoner Busch, Spielberger Höhe und Elsloch“ bei Grockstädt (Landkreise Merseburg-Querfurt und Burgenlandkreis, Sachsen-Anhalt). – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 41: 23–42.
- Marstaller, R. (2008): Moosgesellschaften am Südrand des Kyffhäusergebirges bei Bad Frankenhausen (Kyffhäuserkreis). 130. Beitrag zur Moosvegetation Thüringens. – Mauritia 20: 289–348.
- Marstaller, R. (2010): Moosgesellschaften in der Porphyrkuppenlandschaft bei Halle/S. (Sachsen-Anhalt). – Hercynia N.F. 43: 19–70.
- Marstaller, R. (2017): Die Moosvegetation in der Umgebung von Zscheiplitz bei Freyburg/Unstrut (Burgenlandkreis, Sachsen-Anhalt). – Mitteilungen zur floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt 22: 33–64.
- Martinovsky, J.O. & Scholz, H. (1968): *Stipa bavarica* – eine neue Federgrasart. XIII. Beitrag zur Kenntnis der europäischen Federgrassippen. – Willdenowia 4: 317–324.
- Mazalla, L., Diekmann, M. & Dupré, C. (2022): Microclimate shapes vegetation response to drought in calcareous grasslands. – Applied Vegetation Science 25: e12672. <https://doi.org/10.1111/avsc.12672>
- Meier, T. & Partzsch, M. (2018): Federgras-Bestände in Mitteldeutschland. – Teil I. Aktuelle Situation und Bestandsentwicklung. – Hercynia N.F. 51: 113–154.

- Meier, T., Hensen, I. & Partzsch, M. (2021): Floristic changes of xerothermic grasslands in Central Germany: A resurvey study based on quasi-permanent plots. – *Tuexenia* 41: 203–226.
<https://doi.org/10.14471/2021.41.009>
- Meier, T., Hensen, I., Partzsch, M. & Becker, T. (2022): Are recent climate change and airborne nitrogen deposition responsible for vegetation changes in a central German dry grassland between 1995 and 2019? – *Tuexenia* 42: 165–200. <https://doi.org/10.14471/2022.42.011>
- Meindl, C. (2012): New aspects in plant conservation – Phylogeography, population dynamics, genetics and management of steppe plants in Bavaria. – Dissertation, Universität Regensburg.
<https://doi.org/10.5283/pub.23047>
- Meindl, C., Brune, V., Listl, D., Poschlod, P. & Reisch, C. (2016): Survival and postglacial immigration of the steppe plant *Scorzonera purpurea* to Central Europe. – *Plant Systematics and Evolution* 302: 971–984. <https://doi.org/10.1007/s00606-016-1311-9>
- Metzing, D., Garve, E., Matzke-Hajek, G. ... Zimmermann, F. (2018): Rote Liste und Gesamtaartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (*Trachaeophyta*) Deutschlands. – In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Eds.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 7: Pflanzen. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70: 13–358.
- Meusel, H. & Jäger, E.J. (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Band III (Text- und Kartenteil). – G. Fischer, Jena: 688 pp.
- Meusel, H. (1937): Mitteldeutsche Vegetationsbilder 1. Die Steinklöbe bei Nebra und der Ziegelrodaer Forst. – *Hercynia* 1: 8–98.
- Meusel, H. (1939): Die Vegetationsverhältnisse der Gipsberge im Kyffhäuser und im südlichen Harzvorland. – *Hercynia* 2: 1–372.
- Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S. & Schreiber, K.-F. (2002): Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. – *Applied Vegetation Science* 5: 99–106. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00539.x>
- Mucina, L. & Kolbek, J. (1993): *Festuco-Brometea*. – In: Mucina, L., Grabherr, G. & Ellmauer, T. (Eds.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil I: 420–492. Fischer, Jena.
- Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K. ... Tichý, L. (2016): Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. – *Applied Vegetation Science* 19: 3–264. <https://doi.org/10.1111/avsc.12257>
- Müller, F., Ritz, C.M., Welk, E. & Wesche, K. (2021): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband, 22. Aufl. – Springer-Spektrum Berlin: 948 pp.
- NetPhyD & BfN (Netzwerk Phytodiversität Deutschlands & Bundesamt für Naturschutz) (Eds.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Landwirtschaftsverlag, Münster: 912 pp.
- Neuwirth, G. (1958): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen an Hängen des Lindbusches, der Harslebener Berge und des Steinholzes. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg, Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe 7: 101–124.
- NUL (Naturschutz und Landschaftsplanung) (2018): Das Verschlechterungsverbot für Natura 2000-Gebiete. – Naturschutz und Landschaftsplanung 50: 252.
- Oberdorfer, E. & Korneck, D. (1993): Klasse: *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. 43. – In: Oberdorfer, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil 2: Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgras-Gesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. 3. Aufl.: 86–180. Fischer, Jena.
- Oberdorfer, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. – Ulmer, Stuttgart: 564 pp.
- Oberdorfer, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1056 pp.
- Partzsch, M. (2007): Flora, Vegetation und historische Entwicklung der Porphyrrückenlandschaft zwischen Halle und Wettin (Sachsen-Anhalt). – *Schlechtendalia* 15: 1–92.
- Pfadenhauer, J.S. & Klötzli, F.A. (2014): Vegetation der Erde. – Springer-Spektrum: 643 pp.
- Pless, H. (1994): Pflanzensoziologische Untersuchungen der kontinentalen Kalkmagerrasen bei Frankfurt/Oder. – Verhandlungen des Botanischen Vereins Berlin Brandenburg 127: 117–138.
- Pokorny, M. & Strudl, M. (1986): Trockenrasen in den Hainburger Bergen. – In: Holzner, W., Horvatic, E., Köllner, E., Köpli, W., Pokorny, M., Scharfetter, E., Schramayr, G. & Strudl, M. (1986): Österreichischer Trockenrasenkatalog: 46–49. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.

- Pokorný, P., Chytrý, M., Juřičková, L., Sádlo, J., Novák, J. & Ložek, V. (2015): Mid-Holocene bottleneck for central European dry grasslands: did steppe survive the forest optimum in northern Bohemia, Czech Republic? – *The Holocene* 25: 716–726.
- Poniatowski, D., Detzel, P., Drews, A. ... Fartmann, T. (2024): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken und Fangschrecken (Orthoptera et Mantodea) Deutschlands. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (7): 1–88. <https://doi.org/10.19217/r11707>
- Poniatowski, D., Hertenstein, F., Raude, N., Gottbehüt, K., Nickel, H. & Fartmann, T. (2018a): The invasion of *Bromus erectus* alters species diversity of vascular plants and leafhoppers in calcareous grasslands. – *Insect Conservation and Diversity* 11: 578–586. <https://doi.org/10.1111/icad.12302s.de>
- Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Löffler, F. & Fartmann, T. (2018b): Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. – *Biological Conservation* 225: 237–244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.018>
- Poschlod, P. (2017): Geschichte der Kulturlandschaft. 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 322 pp.
- Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands, 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart.
- Preislerová, Z., Jiménez-Alfaro, B., Mucina, L. ... Chytrý, M. (2022): Distribution maps of vegetation alliances in Europe. – *Applied Vegetation Science* 25: e12642. <https://doi.org/10.1111/avsc.12642>
- Pusch, J. & Barthel, K.-J. (2003): Zum Vorkommen der *Stipa*-Arten im Kyffhäusergebirge. – *Hercynia* N. F. 36: 23–45.
- Quinger, B., Bräu, M. & Kornbrobst, M. (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. 1. Teilband, Landschaftspflegekonzept Bayern. Bd. II.1. – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.).
- Ralls, K., Sunnucks, P., Lacy, R.C., & Frankham, R. (2020): Genetic rescue: A critique of the evidence supports maximizing genetic diversity rather than minimizing the introduction of putatively harmful genetic variation. – *Biological Conservation* 251: 108784. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108784>
- Rennwald, E. (Koord.) & Mitarb. (2002): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Anmerkungen zur Gefährdung. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 35 („2000“): 393–592.
- Ristow, M., Rohner, M.-S. & Heinzen, T. (2011): Exkursion 4: Die Oderhänge bei Mallnow und Lebus. – *Tuxenia Beiheft* 4 (Flora und Vegetation in Brandenburg): 127–144.
- RLG-Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Reptilien (Reptilia) Deutschlands. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (3): 1–64. <https://doi.org/10.19213/972173>
- Ryslavý, T., Bauer, H.-G., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P. & Sudfeldt, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung. – *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13–112.
- Scheuchl, E., Schwenninger, H.R., Burger, R., Diestelhorst, O., Kuhlmann, M., Saure, C., Schmid-Egger, C. & Silló, N. (2023): Die Wildbienenarten Deutschlands – Kritisches Verzeichnis und aktualisierte Checkliste der Wildbienen Deutschlands (*Hymenoptera, Anthophila*). – *Anthophila* 1: 25–138.
- Schneider, S., Bergmeier, E., Boch, S. ... Dierschke, H. (2023): Pflanzengesellschaft des Jahres 2024: Die Sumpfdotterblumen-Wiesen (*Calthion palustris*). – *Tuxenia* 43: 277–334. <https://doi.org/10.14471/2023.43.006>
- Schönbrodt, M. & Stolle, J. (2014): Flechten. – In: LAU (Hrsg.): Subpannonische Steppen-Trockenrasen: 58–61. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 51 (Sonderheft).
- Schubert, R. (1974): Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR VIII. Basiphile Trocken- und Halbtrockenrasen. – *Hercynia* N. F. 11: 22–46.
- Schubert, R. unter Mitarb. von Herdam, H., Weintischke, H. & Frank, J. (2001): Prodromus der Pflanzengesellschaften Sachsen-Anhalts. – Mitteilungen zur floristischen Kartierung Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2: 3–688.
- Schubert, R., Hilbig, W. & Klotz, S. (2010): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands, 2. Aufl. – Spektrum, Heidelberg: 488 pp.
- Schüle, M., Heinzen, T. & Fartmann, T. (2022): Long-term effects of environmental alterations in protected grasslands – Land-use history determines changes in plant species composition. – *Eco-logical Engineering* 188: 106878. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106878>
- Schütze, P. (2014): Moose. – In: LAU (Hrsg.): Subpannonische Steppen-Trockenrasen: 49–52. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 51 (Sonderheft).

- Schwabe, A., Tischew, S., Bergmeier, E., Garve, E., Härdtle, W., Heinken, T., Hölzel, N., Peppler-Lisbach, C., Remy, D. & Dierschke, H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – *Tuexenia* 39: 287–308. <https://doi.org/10.14471/2019.39.017>
- Sendtko, A. (1999): Die Xerothermvegetation brachgefallener Rebflächen im Raum Tokaj (Nordost-Ungarn) – pflanzensoziologische und populationsbiologische Untersuchungen zur Sukzession. – *Phytocoenologia* 29: 345–448.
- Sillinger, P. (1930): Vegetace Tematínských kopců na západním Slovensku. Příspěvek k fytogeografií a fytosociologii vápencových obvodů v jihozápadních výběžcích karpatských (Vegetation of the Tematín Hills in western Slovakia. Contribution to the phytogeography and phytosociology of limestone areas in the southwestern foothills of the Carpathians [in Czech]. – Rozpravy České akademie věd a umění. Třída II. (Mathematicko-přírodovědecká.) 40: 1–46.
- Škodová, I., Janišová, M., Dúbravková, D. & Ujházy, K. (2014): *Festuco-Brometea*. – In: Hegedűšová Vantarová, K. & Škodová, I. (Eds.): Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 5. Travinno-bylinná vegetácia (Plant communities of Slovakia. 5. Grassland vegetation [in Slovak]: 35–146. Veda, Bratislava.
- Ssymank, A., Ellwanger, G., Ersfeld, M., Ferner, J., Lehrke, S., Müller, C., Raths, U., Röhling, M. & Vischer-Leopold, M. (2022): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 172 (2.2): 1–898.
- Stolle, E. (2014a): Aculeata Wespen subpannonischer Steppen-Trockenrasen (*Hymenoptera, Aculeata*) – In: In: LAU (Hrsg.): Subpannonische Steppen-Trockenrasen, 63–73 – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 51 (Sonderheft).
- Stolle, J. & Richter, S. (2014): Bedeutung des LRT für Verantwortungsarten. – In: LAU (Hrsg.): Subpannonische Steppen-Trockenrasen, 47–49. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 51 (Sonderheft).
- Stolle, J. (2014b): Pilze (Ascomyceten mit Ausnahme der phytoparasitischen Sippen sowie Basidiomyceten) – In: LAU (Hrsg.): Subpannonische Steppen-Trockenrasen, 53–54. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 51 (Sonderheft).
- Stolle, J., Richter, S. & Reissmann, K. (2014): Subpannonische Steppen-Trockenrasen als Schutzgut nach der Fauna-Flora Habitat-Richtlinie. – In: LAU (Hrsg.): Subpannonische Steppen-Trockenrasen, 7–29. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 51 (Sonderheft).
- Storm, C. & Schwabe, A. (2013): Sand-Steppenrasen in Hessen: Erhaltung und Restitution. – In: Baumbach, H. & Pfützenreuter, S. (Hrsg.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Erfurt: 141–150.
- Storm, C., Eichberg, C., Stroh, M. & Schwabe, A. (2016): Restoration of steppic sandy grassland using deep-sand deposition, inoculation with plant material and grazing: a 10-year study. – *Tuexenia* 36: 143–166. <https://doi.org/10.14471/2016.36.010>
- Stuhldreher, G. & Fartmann, T. (2018): Threatened grassland butterflies as indicators of microclimatic niches along an elevational gradient – Implications for conservation in times of climate change. – *Ecological Indicators* 94: 83–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.043>
- Süß, K. (2006): Succession versus grazing. – Dissertation, Universität Darmstadt. – URL: <https://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/id/eprint/688> [Zugriff: 18.8.2025].
- Svenning, J.-C. (2002): A review of natural vegetation openness in north-western Europe. – *Biological Conservation* 104: 133–148. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00162-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00162-8)
- Täglich, U. (2009): Pilzflora von Sachsen-Anhalt (Ascomyceten, Basidiomyceten, Aquatische Hyphomyceten). – Leibnitz-Institut für Pflanzenbiochemie in Zusammenarbeit mit dem Naturschutzbund Sachsen-Anhalt e. V. (Hrsg.) – Halle (Saale): 718 pp.
- Thiel, H., Klenke, F., Kruse, J., Kummer, V. & Schmidt, M. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der phytoparasitischen Kleinpilze Deutschlands [Brandpilzverwandte (*Exobasidiomycetes* p.p., *Ustilaginomycetes* p.p.), Rostpilzverwandte (*Kriegeriaceae* p.p., *Microbotryales*, *Pucciniales*), Wurzelknöllchenpilze (*Entorrhizaceae*), Echte Mehlaupilze (*Erysiphaceae*), Falsche Mehlaue (*Peronosporaceae* p.p.) und Weißrote (*Albuginaceae*)]. – In: Bunte, J., Matzke-Hajek, G., Broghammer, T. & Caspari, S. (Red.): Rote Liste der Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170: 1–347.
- Tischew, S., Dierschke, H., Schwabe, A., Garve, E., Heinken, T., Hölzel, N., Bergmeier, E., Remy, D. & Härdtle, W. (2018): Pflanzengesellschaft des Jahres 2019: Die Glattthaferwiese. – *Tuexenia* 38: 287–295. <https://doi.org/10.14471/2018.38.011>

- von Brackel, W. (2020): Ist Ex-situ-Vermehrung von Flechten möglich? Pilotversuch zur Etablierung der Bunten-Erdflechten-Gesellschaft auf Gipsböden von Renaturierungsflächen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 52: 472–479.
- Vorontzova, L.I., Zaugolnova, L.B. (1985). Population Biology of Steppe Plants. – In: White, J. (Ed.): The population structure of vegetation. Handbook of Vegetation Science, Vol 3. – Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5500-4_7
- Wagner, H. (1941): Die Trockenrasengesellschaften am Alpenostrand. Eine Pflanzensoziologische Studie. – Denkschriften der Akademie der Wissenschaften in Wien, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse 104: 1–81.
- Wagner, V., Durka, W. & Hensen, I. (2011): Increased genetic differentiation but no reduced genetic diversity in peripheral vs. central populations of a steppe grass. – American Journal of Botany 98: 1173–1179. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000385>
- WallisDeVries, M.F. & Bobbink, R. (2017): Nitrogen deposition impacts on biodiversity in terrestrial ecosystems: Mechanisms and perspectives for restoration. – Biological Conservation 212: 387–389. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.01.017>
- Walter, H. (1974): Die Vegetation Osteuropas, Nord- und Zentralasiens. – G. Fischer, Stuttgart. 452 pp.
- Westhus, W. (1981): Botanische Naturdenkmäler im Kreis Wolmirstedt. Teil 2. – Naturschutzarbeit in den Bezirken Halle und Magdeburg 18: 37–42.
- Westhus, W. (2013): Gebiete mit Steppenvegetation in Thüringen. – In: Baumbach, H. & Pfützenreuter, S. (Hrsg.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Erfurt: 93–99.
- Westrich, P. (2018): Die Wildbienen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 821 pp.
- Westrich, P., Frommer, U., Mandery, K., Riemann, H., Ruhnke, H., Saure, C. & Voith, J. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (*Hymenoptera, Apidae*) Deutschlands. 5. Fass., Stand Februar 2011. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70: 373–416.
- Wiesbauer, H. (Hrsg.) (2008): Die Steppe lebt. Felssteppen und Trockenrasen in Niederösterreich. – Amt der NÖ Landesregierung, St. Pölten: 224 pp.
- Willner, W. (2013): Pannonische Steppenrasen in Österreich. – In: Baumbach, H. & Pfützenreuter, S. (Hrsg.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 151–162. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Erfurt.
- Willner, W., Kadlec, G., Franz, W.R., Ellmauer, T. & Moser, D. (2024): The *Stipo-Poion* puzzle: syntaxonomic revision of the dry and semi-dry grasslands of the Eastern Alps. – Tuexenia 44: 297–332. <https://doi.org/10.14471/2024.44.008>
- Willner, W., Kadlec, G., Staudinger, M., Sauberer, N., Hegedűšová Vantarová, K., Škodová, I., Zuna-Kratky, T. & Schrott-Ehrendorfer, E. (2022): Syntaxonomic revision of the Pannonian grasslands of Austria – Part III: Danube and March-Thaya floodplain (including the Slovak side of the river March/Morava). – Tuexenia 42: 95–128. <https://doi.org/10.14471/2022.42.007>
- Willner, W., Kuzemko, A., Dengler, J. ... Janišová, M. (2017): A higher-level classification of the Pannonian and western Pontic steppe grasslands (Central and Eastern Europe). – Applied Vegetation Science 20: 143–158. <https://doi.org/10.1111/avsc.12265>
- Willner, W., Moser, D., Plenk, K. ... Kropf, M. (2021): Long-term continuity of steppe grasslands in eastern Central Europe: Evidence from species distribution patterns and chloroplast haplotypes. – Journal of Biogeography 48: 3104–3117. <https://doi.org/10.1111/jbi.14269>
- Willner, W., Roleček, J., Korolyuk, A. ... Yamalov, S. (2019): Formalized classification of semi-dry grasslands in central and eastern Europe. – Preslia 91: 25–49. <https://doi.org/10.23855/preslia.2019.025>
- Willner, W., Sauberer, N., Staudinger, M. & Schrott-Ehrendorfer, L. (2013a): Syntaxonomic revision of the Pannonian grasslands of Austria – Part I: introduction and general overview. – Tuexenia 33: 399–420.
- Willner, W., Sauberer, N., Staudinger, M., Grass, V., Kraus, R., Moser, D., Rötzer, H. & Wrbka, T. (2013b): Syntaxonomic revision of the Pannonian grasslands of Austria – Part II: Vienna Woods (Wienerwald). – Tuexenia 33: 421–458.
- Winter, R., Creutzburg, F., Reum, D. & Körner, F. (2021): Rote Liste der Bienen (*Insecta: Hymenoptera: Apiformes*) Thüringens, 4. Fassung, Stand 02/2021. – Naturschutzreport Heft 30: 257–270.
- Winterhoff, W. (1978a): Bemerkenswerte Pilze in Trockenrasen des nördlichen Oberrheingebietes. – Hessische Floristische Briefe 27: 2–8.

- Winterhoff, W. (1978b): Bemerkenswerte Pilze in Trockenrasen des nördlichen Oberrheingebietes (Fortsetzung). – Hessische Floristische Briefe 27: 41–47.
- Winterhoff, W. (1986): Zur Pilzflora der fränkischen Gipshügel. Natur und Mensch – Jahresmitteilungen der Naturhistorischen Gesellschaft Nürnberg e.V.: 81–85.
- Winterhoff, W. (1990): Bemerkenswerte Pilze in Trockenrasen des nördlichen Oberrheingebietes (2. Fortsetzung). – Hessische Floristische Briefe 39: 22–29.
- Wirth, C., Bruelheide, H., Farwig, N., Marx, J. & Settele, J. (Hrsg.) (2024): Faktencheck Artenvielfalt. – Oekom, München: 1256 pp. <https://doi.org/10.14512/978398726336>
- Wirth, V., Hauck, M., von Brackel, W. ... Heinrich, D. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – In: Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 6: Pilze (Teil 2) – Flechten und Myxomyzeten. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70: 7–122.
- Witschel, M. (1987): Die Verbreitung und Vergesellschaftung der Federgräser (*Stipa* L.) in Baden-Württemberg. – Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg 142: 157–196.
- Witschel, M. (1991): Die *Trinia glauca*-reichen Trockenrasen in Deutschland und ihre Entwicklung seit 1880. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 62: 189–219.
- Zehm, A. (1997): Zur Koinzidenz von Sandvegetation, ihrer Struktur und Heuschrecken-Zönosen (*Orthoptera*) in der hessischen Oberrheinebene. – Tuexenia 17: 193–222.
- Zehm, A., Fölling, A. & Reifenrath, R. (2015): Esel in der Landschaftspflege – Erfahrungen und Hinweise für die Beweidungspraxis. – ANLiegend Natur 37: 55–66.
- Zimmermann, F. (2014): Beschreibung und Bewertung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie in Brandenburg. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 23: 1–175.