©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 21: 51–89. Göttingen 2001.

Syndynamik und Ökologie von Besenginsterbeständen des Lahn-Dill-Berglands unter Berücksichtigung ihrer Genese aus verschiedenen Rasengesellschaften

– Dietmar Simmering, Rainer Waldhardt, Annette Otte –

Zusammenfassung

Der Besenginster (*Cytisus scoparius* (L.) Link) nimmt durch seine Biologie in vielerlei Hinsicht eine Sonderstellung unter den Strauchgehölzen Mitteleuropas ein.

Über symbiontische N_2-Fixierung erscheint *C. scoparius* potenziell in der Lage, durch Stickstoffanreicherung verändernd auf seinen Standort einzuwirken. Sein tiefreichendes Wurzelwerk kann zudem eine Basenverlagerung aus tieferen Gesteinsschichten in den Oberboden ermöglichen. Im Rheinischen Schiefergebirge und besonders im Lahn-Dill-Bergland (Mittelhessen) besitzt er einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt auf Ackerbrachen. Daneben kommt er in Borstgrasrasen, Schlagfluren und lichten Wäldern vor. *C. scoparius* bildet im Sukzessionsverlauf Vegetationskomplexe aus dichten Gebüschen und drei gut abgrenzbaren Rasengesellschaften. So bilden Dominanzbestände der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) die Ausgangsvegetation der Ginstergebüsche an stark sauren Standorten, während die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Gesellschaft im Untersuchungsgebiet als häufigste den Ginster begleitende Rasengesellschaft an etwas besser nährstoffversorgten Standorten angetroffen wird. Im engen räumlichen Zusammenhang mit dieser werden Dominanzbestände des Glatthafers (*Arrhenatherum elatius*) gefunden. Die nachfolgende Sukzession kann über mehrere fakultative Zwischenstadien verlaufen. Eine auf floristischen Ähnlichkeiten beruhende Verknüpfung aller klassifizierten Vegetationseinheiten zu den jeweiligen Rasengesellschaften ermöglicht die Darstellung von zwei edaphisch getrennten Sukzessionsreihen.

Die Analyse verschiedener Entwicklungsphasen der Verbuschung mit Besenginster belegt in den drei Rasengesellschaften einen deutlichen Einfluss der Art auf die floristische Zusammensetzung der Bestände. Begleitende standortkundliche Analysen ergänzen die vegetationskundlich gewonnenen Ergebnisse. Es lässt sich ein deutlicher Einfluss von *C. scoparius* auf den Mineralstickstoff- und Basengehalt der Bodenlösung im Oberboden nachweisen. Eine aktive Rolle des Ginsters als „ecosystem engineer" in der Sukzession seiner Standorte erscheint hiermit belegt.

Abstract: Syndynamics and ecology of Scotch Broom stands in the Lahn-Dill-Highlands (Germany).

The biology of Scotch Broom (*Cytisus scoparius* (L.) Link) shows specific characteristics which lend this leguminous plant a distinct status among Central European shrubs. Through symbiotic nitrogene fixation, broom is potentially able to enrich sites with mineral nitrogen. With its deep-reaching root system, it can also contribute to an enrichment of bases in the base-poor topsoils of its sites. This may lead to a substantial change of its habitat. In our study region (Lahn-Dill Highlands, Hesse, Germany) broom dominates the shrub layer of abandoned fields. Broom thickets occur also on nutrient-poor and acidic pastures, in clearings and open forests.

Scotch Broom stands show considerable variation in density on a fine spatial scale. They are accompanied with well developed, grass-dominated herb layers. The latter can be classified into three distinct 'grassland communities' which are differentiated on a basis of site parameters: (1) On very acidic and nutrient-poor sites *Avennella flexuosa* dominates the herb layer of broom stands. (2) The intermediate *Festuca rubra-Agrostis tenuis* community is particularly abundant on fallow land, but occurs on other sites as well. (3) In a close spatial connection to the previous plant community (which is characterised by a high proportion of low-nutrient indicators) there are small broom patches dominated by the mesophytic grass *Arrhenatherum elatius*. These patches show the highest nutrient contents in the soil solution of all broom stands.

Different optional and intermediate successional stages following the establishment of dense broom thickets are classified. Based on floristic similarity they can be assigned to the 'grassland communities' Our results suggest a division of the course of broom succession into two separate successional series.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

The comparison of dense broom thickets with areas showing an open shrub layer with little broom revealed a significant influence of broom on floristic composition as well as on the nutrient contents in soil solution. We found higher proportions of nitrophytes and smaller proportions of low-nutrient indicators under dense broom stands. Mineral-nitrogen, magnesium and calcium contents were significantly higher in the top soil of dense thickets. We argue that the development of *Arrhenatherum elatius* patches is due to this nutrient enrichment and conclude that *C. scoparius* plays an active role in the succession of its sites. Thus it may act as an 'ecosystem engineer' through facilitative effects, in the sense of JONES et al. (1994, 1997).

Keywords: *Cytisus scoparius*, ecosystem engineer, facilitation, fallow land, *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-community, Scotch Broom, succession, *Rubo-plicati-Sarothamnetum*.

1. Einleitung

Heinz ELLENBERG (1996, S. 748) bemerkt in seiner „Vegetation Mitteleuropas" zu den „Besenginsterheiden" der Mittelgebirge und der norddeutschen Tiefebene: „Ökologisch ist über sie immer noch sehr wenig bekannt" Tatsächlich weisen großflächige Gebüsche mit *Cytisus scoparius* L. Link eine Reihe von Merkmalen auf, die ihnen eine Sonderstellung unter den Gebüschen Mitteleuropas verleihen. So sind insbesondere ein großer Strukturreichtum und ein kleinräumiges Nebeneinander verschiedener „Reifestadien" augenfällige Merkmale dieser Gebüsche.

Im Rheinischen Schiefergebirge bilden großflächige Besenginstervorkommen ein spezifisches Strukturelement der Kulturlandschaft. *C. scoparius* besiedelt hier sowohl brachgefallene Borstgrasrasen („Heiden" i. w. S.) als auch Kahlschläge, Böschungen und vor allem Ackerbrachen. Letztere sind insbesondere im Lahn-Dill-Bergland (Mittelhessen) als vor 40 bis 50 Jahren aus der Nutzung gefallene verbuschte „Sozialbrachen" häufig und landschaftsprägend. Diese „Ginsterbrachen" säumen in der Regel Waldränder und stocken vorwiegend auf flachgründigen, nährstoff- und basenarmen Böden. In ihrer Ausdehnung sind sie überwiegend parzellenscharf begrenzt und von Extensivgrünland und Ackerflächen umgeben. Diese schon frühzeitig im Mittelpunkt des agrarwissenschaftlichen Interesses (STÄHLIN et al. 1972, 1975) stehenden Gebüschbrachen wurden mit frühen Ansätzen der Sukzessionsforschung auf Brachland bereits von BÜRING (1970) und BORSTEL (1974) untersucht. KNAPP (1979) liefert ein Beispiel für die Etablierung des Ginsters auf solchen Flächen: Schon im vierten Brachejahr bedeckte der Ginster auf einem aufgelassenen Acker 15 % der Fläche. Auch REICH et al. (1935) erwähnen die rasche Entwicklung von Ginsterbeständen auf Ackerflächen nach dem Brachfallen. Obwohl viele dieser Äcker nach einer ersten Extensivierungsperiode noch teilweise extensiv als Wiesen- und Weide-Grünland genutzt worden sind und erst in einer späteren Phase ganz ungenutzt blieben (SPEIDEL & BORSTEL 1975), konnte sich der Besenginster auf solchen Flächen etablieren, da er aufgrund seiner Regenerationskraft gerade durch diese Wirtschaftsform gefördert wurde.

Während die dichten Ginsterbestände zweifellos zu den Gebüschgesellschaften zu rechnen sind (WEBER 1987), unterscheiden sie sich aufgrund der begrenzten Lebensdauer des Besenginsters aber deutlich von anderen Gebüschen. So ist trotz einer regelmäßigen Selbstverjüngung eine großflächig dichte Strauchschicht, die mit der von polykormonbildenden Sträuchern vergleichbar wäre, nur selten ausgeprägt. Flächige Ginstervorkommen bilden in der Regel sehr heterogene Bestände aus unterschiedlichen Altersstadien mit einem ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Wechsel von dichten und offenen Bereichen. In den lückigen Bereichen sind einerseits die Degradationsstadien der Ausgangsgesellschaften (grünlandähnliche Rasengesellschaften), andererseits aber auch die Initialen der folgenden Sukzessionsstadien zu beobachten.

Viele Ginsterbestände werden, um die zunehmende Verbuschung in Grenzen zu halten und das Landschaftsbild zu bewahren, im Auftrag der Kommunen oder aus Eigeninteresse der Landwirte gelegentlich „auf den Stock gesetzt" bzw. gemulcht. Für großflächige Ginstergebüsche gilt, dass sie dabei oft nur in Teilbereichen abgeschlagen werden, so dass solche Flächen aus diesem Grund eine sehr heterogene Struktur und Vegetation aufweisen. Ande-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

rerseits wird ein großer Teil der Bestände gänzlich sich selbst überlassen, wobei viele Flächen dort zuweilen durch den manchmal großflächig abgestorbenden Ginster gekennzeichnet sind.

Diese Untersuchung verfolgt das Ziel, neben der Darstellung des Standortspektrums Aussagen über den Sukzessionsverlauf von Ginsterbeständen zu treffen, indem zunächst erarbeitete Vegetationseinheiten im Sinne einer falschen Zeitreihe zueinander in Beziehung gesetzt werden. Der Schwerpunkt liegt dabei auf einer syndynamischen Betrachtungsweise, die soziologische Klassifizierung wird nur am Rande diskutiert. Besondere Beachtung wird dem Einfluss des Besenginsters auf die weitere Sukzession seiner Standorte geschenkt: Als *Fabaceae* ist die Art potenziell in der Lage, über die Symbiose mit Knöllchenbakterien ihren Standort mit Stickstoff anzureichern. Über ein tiefreichendes Wurzelsystem können auch Basen aus tieferen Schichten in den basenarmen Oberboden verlagert werden. Beide Effekte wirken sich möglicherweise auf die Nährstoffverfügbarkeit am Standort aus und fördern somit potenziell eine Habitatveränderung. Der Besenginster erfüllt dadurch möglicherweise die Funktion eines „ecosystem engineers" im Sinne von JONES et al. (1994).

2. Zur Biologie von *Cytisus scoparius*

2.1. Areal und Standortansprüche

Der Besenginster (wegen des eingerollten Griffels und anderer floraler Merkmale oft auch als *Sarothamnus scoparius* bezeichnet) gehört zum subatlantischen Geoelement. Das Florenzentrum der 12 nahe verwandten anderen Arten der Section *Sarothamnus* in der Untergattung *Sarothamnus* liegt auf der Iberischen Halbinsel (TUTIN et al. 1968). Als einzige dieser Arten dringt *C. scoparius* nach Mitteleuropa vor. Das indigene Vorkommen des Besenginsters reicht von Südwesteuropa über Großbritannien, Südschweden und Polen bis auf den Balkan und nach Italien. Er wurde aber in fast allen klimatisch geeigneten Regionen anderer Kontinente eingeführt (z. B. zur Dünenbefestigung) und ist dadurch mittlerweile fast weltweit verbreitet. Als Neophyt stellt er außerhalb Europas häufig ein „Problemunkraut" in Forst- und Waldgesellschaften dar. Jüngere Untersuchungen zur Ökologie und Populationsbiologie der Art konzentrieren sich daher vorwiegend auf die Entwicklung wirksamer Bekämpfungsmethoden (z. B. WILLIAMS 1981, PAYNTER et al. 1998, USSERY & KRANNITZ 1998).

In Deutschland in nahezu allen Naturräumen vorkommend (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989), liegen die Schwerpunkte der Verbreitung deutlich auf sauren Böden, so vor allem in den Sandgebieten Nordwestdeutschlands (WEBER 1987, ROSSKAMP 1999), dem Rheinischen Schiefergebirge (FICKELER 1958) und Bereichen des Schwarzwalds (SCHWABE-BRAUN 1980). HOFFMANN (1869) beschreibt bereits vor 130 Jahren die Verbreitung des Besenginsters besonders auf Sand, Letten, Grauwacke, Porphyr, Rotliegendem, Diorit und Tonschiefer und dokumentiert einen Verbreitungsschwerpunkt im Lahn-Dill-Bergland.

Nach HEGI (1925) ist die Transpiration und damit der Wasserbedarf des Ginsters wesentlich höher als sein xeromorpher Habitus vermuten lassen würde. Er bezeichnet ihn deshalb als einen „Pseudoxerophyten" Auf ganzjährig nassen Standorten kommt *C. scoparius* hingegen kaum vor. Der Ginster besiedelt auch felsige Standorte („Felsheiden"), die nicht waldfähig sind. Hier erreicht der Ginster zwar nicht die Vitalität wie auf frischen Stand-orten, dennoch stellten gerade diese Standorte vermutlich das natürliche Habitat der Art in der bewaldeten mitteleuropäischen Naturlandschaft dar (LOHMEYER 1986). Als ausgesprochen heliophytische Art stellt der Besenginster hohe Ansprüche an die Lichtversorgung. So ist er zwar ein Wegbereiter des Waldes, kann sich innerhalb der Wälder aber nur in sehr lichten Bereichen halten (HEGI 1925, ELLENBERG 1996).

2.2. Phänologie, Lebensdauer und Ausbreitungsbiologie

Der Besenginster ist der auffälligste Rutenstrauch in Mitteleuropa. Während die ganzjährig grünen Sprosse den Großteil der Photosynthese übernehmen, haben die kurz-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

lebigen, dreizähligen Frühblätter daran nur einen geringen Anteil. Sie werden erst nach der Blüte im Mai/Juni gebildet und fallen bei Trockenheit oft schon im Spätsommer ab. Die den Winter über anhaftenden, noch kleineren, einzähligen Spätblätter sind für die Photosynthese ebenfalls ohne große Bedeutung (BARTELS 1993). Aufgrund dieser Xeromorphose und seines Wuchses an exponierten Standorten ist der Ginster bei Frosttrocknis stark gefährdet. In harten Wintern erfrieren oftmals Äste und Zweige, manchmal auch die ganze Pflanze. Ginsterbestände bieten dann einen oft „unansehnlichen" Anblick (vgl. STÄHLIN et al. 1975).

Der Wuchs des Ginsters ist in der Jugend recht stark. Kräftige Keimlinge können bereits im ersten Jahr 30–45 cm erreichen. Zur Blüte gelangen die dann schon stark verzweigten Pflanzen meist im dritten Jahr. Der Holzzuwachs ist im 4. Jahr am stärksten und nimmt dann ab (ULBRICH 1920); maximal erreicht der Ginster eine Höhe von 2 m bis 4 m. Die Lebensdauer der Sträucher ist mit 10–15 Jahren sehr begrenzt (PETERSON & PRASAD 1998), auch dies ein Unterschied zu den meisten anderen Sträuchern. Auf gelegentlichen Rückschnitt oder schwache Beweidung reagiert der Ginster mit einem verstärkten, buschigen Neuaustrieb (ULBRICH 1920, HEGI 1925, FICKELER 1958, USSERY & KRANNITZ 1998), bei mäßig selektiver Beweidung und gelegentlicher Mahd wird er also gefördert (KLAPP 1951).

Hinsichtlich seiner Ausbreitungsbiologie nimmt der Ginster ebenfalls eine Sonderstellung ein. Im Gegensatz zu vielen anderen einheimischen Sträuchern ist er zu keiner vegetativen Ausbreitung fähig (HEGI 1925). Die großflächige Etablierung der Art an einem Standort ist damit also eng an seine Samenproduktion gebunden. Die Möglichkeiten der Fernausbreitung sind dabei für den Ginster stark eingeschränkt. Die breitlinealischen Hülsen des Ginsters platzen im August/September explosionsartig über einen Turgorschleudermechanismus geräuschvoll auf. Hierbei werden die zahlreichen Samen bis zu 2 m weit geschleudert. Eine weitere Ausbreitung kann myrmekochor erfolgen, da der Samen mit einem Elaiosom ausgestattet ist. Aufgrund der Samengröße von ungefähr 3 mm (KIRCHNER et al. 1938) kommen aber nur große Ameisenarten als Ausbreitungsvektoren in Frage (HEGI 1925). Über Myrmekochorie wird in der Regel nur eine geringe Distanz überbrückt (BONN & POSCHLOD 1998), daher dürfte sie für die Fernausbreitung des Ginsters nur eine untergeordnete Rolle spielen. Eine weitere sekundäre Ausbreitungsmöglichkeit stellt die Mammaliochorie dar. WELCH (1985) wies keimfähige Samen im Kot von Schafen nach. Da zumindest die Zweige des Ginsters auch von anderen Weidegängern gern gefressen werden, besteht die Möglichkeit, dass dies in der Naturlandschaft eine sicherlich selten erfolgreiche, aber dann vielleicht maßgebliche Strategie zur Besiedlung neuer Lebensräume darstellte.

Die hartschaligen Samen keimen erst ab dem zweiten Jahr (KIRCHNER et al. 1938). Zu einer erfolgreichen Keimung werden Licht und offener Boden benötigt (WILLIAMS 1981). An Standorten, die der Ginster einmal besiedelt hat, legt er eine persistente Diasporenbank an, die mehrere Jahrzehnte überdauern kann (PETERSON & PRASAD 1998). Dadurch ist *C. scoparius* besonders an die Standortbedingungen auf Kahlschlägen angepasst und kann die Waldphase leicht überbrücken.

Die Frage, wie eine zur flächendeckenden Keimung des Ginsters auf Ackerbrachen erforderliche Diasporenbank aufgebaut werden konnte, kann bisher nur vorläufig beantwortet werden. Eine besondere Begünstigung der Keimung erfährt der Ginster durch Brandeinwirkung, nach der er oft massenhaft aufläuft (SCHWABE-BRAUN 1980). Hierdurch wurde er in Gebieten mit historischen Brandfeldbausystemen zusätzlich in seiner Ausbreitung gefördert. Im Untersuchungsgebiet haben sehr wahrscheinlich die Schiffel- und Haubergswirtschaft wesentlich zum Aufbau der Diasporenbank beigetragen (ANONYMUS 1829, POTT 1985, SPEIER 1994), aber auch die übliche Nachbeweidung von Ackerland mit Schafen wird eine Rolle gespielt haben. Die Häufigkeit des Besenginsters in der Region ist somit letztendlich anthropogen beeinflusst.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

2.3. Nährstoffhaushalt

Die Bakterienknöllchen strauchartiger *Fabaceae* überdauern mehrere Jahre (SITTE et al. 1991). Der Mechanismus, über den solche Gehölze zu einer Bodenverbesserung beitragen, ist dabei allerdings umstritten. LYR et al. (1992) vertreten z. B. die Ansicht, dass bei der Robinie (*Robinia pseudacacia*) eine N-Anreicherung in erster Linie über das stickstoffreiche Laub erfolgt, und begründen den bei dieser Art oft beobachteten Effekt der „Aufdüngung" mit den großen Mengen anfallenden Laubes. Für den Besenginster, der nur geringe Mengen Laub produziert, bezweifeln sie daher einen Düngungseffekt: „Der Besenginster weist in seiner Umgebung selten eine nitrophile Flora auf" (LYR et al. 1992, S.140). WERNER (1987) hingegen zitiert einen Versuch von DEMURA (o. J.), in dem gezeigt wurde, dass es bei einer Mischkultur von *Pinus densiflora* mit der Robinie trotz regelmäßiger Entfernung des Laubes zu einer deutlichen Steigerung des Wuchses der Kiefer kam. Bei diesem Laborversuch wurde also ein deutlicher Einfluss über die Rhizosphäre nachgewiesen, der auch bei *C. scoparius* gegeben sein könnte.

Der Besenginster spielte in der Niederwaldwirtschaft der Siegerländer Hauberge über Jahrhunderte als „Zwischenkultur" eine wichtige Rolle (vgl. FICKELER 1958, BAUMEISTER 1969, POTT 1985, SPEIER 1994) und wurde wie die Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus*) auch in Regionen, in denen er nicht autochthon ist, zur Bodenverbesserung ärmster Standorte in der Forstwirtschaft eingesetzt (ULBRICH 1920, WHEELER 1987). Neuere Hinweise über den Einfluss des Ginsters auf den Stickstoffhaushalt liefern TOLERA et al. (1996), die in den Ruten des Besenginsters höhere Rohproteingehalte als in *Ulex europaeus* und *Chamaecytisus palmensis* feststellen. Diese liegen beim Ginster mit 19 % der Trockenmasse auf gleichem Niveau wie bei vielen krautigen *Fabaceae* (vgl. HEGI 1925).

Der Höhepunkt der Stickstofffixierung liegt nach WHEELER (1987) beim Besenginster im Frühling und Herbst, während bei Sommertrockenheit und Frost die Nitrogenaseaktivität zum Erliegen kommt. Bei milden Temperaturen wird allerdings auch im Winter Stickstoff fixiert. Unbeantwortet ist bisher die Frage, ob, wann und wie dieser erhöhte Stickstoffgehalt anderen Pflanzen zugute kommt.

Gänzlich unberücksichtigt blieb in der vegetationskundlichen Forschung bisher die Möglichkeit, dass der Besenginster seine Standorte aktiv mit basisch wirkenden Ionen anreichert. *C. scoparius* verfügt über ein wenig verzweigtes, aber sehr tiefreichendes Wurzelsystem, welches ihn auf trockenen Standorten gegen flachwurzelnde Arten konkurrenzfähig macht (vgl. LOHMEYER 1986). Dieses tiefreichende Wurzelsystem könnte ihm außerdem ermöglichen, aktiv Ionen aus dem anstehenden Lockergestein herauszulösen und ihm damit einen weiteren Konkurrenzvorteil an allgemein basenarmen Standorten verschaffen. Erste Hinweise hierzu lieferte bereits MAGNIN (o. J., zitiert in HEGI 1925), der in der Rhizosphäre des Ginsters eine Kalkanreicherung feststellte. Damals wurde dieser Befund nur dahingehend gedeutet, dass Kalk den Ginster nicht schädigen würde. Mit dem heutigem Wissen, dass die Knöllchenbakterien einen hohen Bedarf an Calcium, Eisen und Kobalt haben (WERNER 1987), erscheint dieser Befund in einem anderen Licht. Bereits FLICHE & GRANDEAU (1879, zitiert in HEGI 1925) wiesen in der Asche von knospentragenden Zweigen einen hohen CaO – Anteil von 25 % nach, obwohl die untersuchten Pflanzen auf sehr carbonatarmen Böden gewachsen waren. Dieses Ergebnis wird von CASANOVA et al. (1981) bestätigt, die einen Calcium-Gehalt von 0,42 % i. d. Trockenmasse von Zweigspitzen feststellten.

3. Untersuchungsgebiet

3.1. Naturräumliche Lage und Relief

Das Lahn-Dill-Bergland liegt im Nordwesten Hessens (Abb. 1) und bildet die Ostabdachung des Rheinischen Schiefergebirges. Während es im Norden, Osten und Süden durch den Verlauf der Lahn begrenzt wird, bildet im Westen das Dilltal die naturräumliche Grenze zum Oberwesterwald (Rheinland-Pfalz). Im Nordwesten grenzt das Lahn-Dill-Bergland an

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Rothaargebirge und Siegerland (Nordrhein-Westfalen). Nach der naturräumlichen Gliederung Hessens entspricht das Lahn-Dill-Bergland weitgehend der Haupteinheit Gladenbacher Bergland (KLAUSING 1988). Die Untersuchungsflächen liegen in den Naturraum-Untereinheiten Niederweidbacher Becken, Oberes Dilltal, Schelder Wald, Zollbuche und Hörre. Ausgehend von den höchsten Erhebungen des von NO nach SW streichenden Schelder Waldes mit ca. 600 m flacht das Gebiet nach allen Seiten ab, wobei der Abfall nach Westen zum Dill- und Dietzhölztal (ca. 200 m) sehr steil verläuft. Nach Südosten zur Lahn wechseln allmählich flacher werdende Bergrücken mit Talniederungen und Senken ab.

Abb. 1: Geographische Lage des Lahn-Dill-Berglands.

3.2. Gesteine und Böden

Im Lahn-Dill-Bergland dominieren devonische, basenarme Gesteine: Tonschiefer, Grauwacken und Kieselschiefer; während in wenigen Bereichen auch Diabase anstehen (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1989). Ausgangssubstrat der Bodenbildung im Lahn-Dill-Bergland sind vorwiegend periglaziäre Lagen solifluidalen Ursprungs (SCHOTTE & FELIX-HENNINGSEN 1999, SAUER 1999). An den Oberhängen, als den häufigsten Standorten der Ginsterbrachen, liegen in der Regel als Resultat der Genese periglaziärer Lagen sowie von Erosionsprozessen die Haupt- und Basislage oder nur noch die Basislage in geringer Mächtigkeit vor. Aus diesem Lockersediment haben sich skelettreiche, flachgründige Regosole und Braunerden über Grauwacke und Tonschiefer gebildet. Diese trockenen, sauren und nährstoffarmen Böden waren in der Regel als erste von der „Sozialbrache" in der Mitte des 20. Jahrhunderts betroffen (vgl. NOWAK 1988). Hauptbodenarten dieser Flächen sind vor allem sandige Lehme und sandig-grusige Lehme.

3.3. Klima

Vorherrschend ist ein kühles, humides Mittelgebirgsklima. Abhängig von Höhenlage und geomorphologischer Situation schwankt das Kleinklima jedoch beträchtlich. In den zentralen, höheren Lagen des Lahn-Dill-Berglands fallen bei etwas niedrigerer Jahresmittel-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

temperatur mehr Niederschläge. Die durchschnittlichen Jahres-Niederschläge variieren bei einer mittleren Jahrestemperatur von 6,5–8,5°C zwischen 800 und 1100 mm (DEUTSCHER WETTERDIENST 1981).

4. Methoden

4.1. Vegetationskundliche Datenerhebung

Um das gesamte Standorts- und Biotoptypenspektrum des Ginsters zu erfassen, wurden in 30 vorwiegend großflächigen Ginsterbeständen von Juni bis August 1997 insgesamt 220 Vegetationsaufnahmen mit der erweiterten Braun-Blanquet-Skala nach Barkman, Doing & Segal (WILMANNS 1998) erhoben. Um besonders die kleinräumige Heterogenität der Bestände erfassen zu können und vergleichbare Daten zu erhalten, wurde für die Vegetationsaufnahmen eine einheitliche Flächengröße von 25 m^2 gewählt.

Die Nomenklatur der Sippen folgt ELLENBERG et al. (1992), die der pflanzensoziologischen Einheiten überwiegend POTT (1995). Aufgrund ihrer Bedeutung für die Syntaxonomie der Ginsterbestände wurden alle gefundenen *Rubus*-Arten gesammelt und 1997 von Herrn Prof. Dr. H. E. Weber (Bramsche) validiert bzw. determiniert.

4.2. Standortkundliche Untersuchungen

Im November 1997 wurden zur Charakterisierung der standörtlichen Verhältnisse in 17 vorwiegend großflächigen Ginsterbeständen 85 Bodenproben (jeweils eine Mischprobe aus 15 N_{min}-Bohrer-Einstichen in 5–10 cm Tiefe) von überwiegend auch vegetationskundlich erfassten Teilflächen entnommen. Folgende Parameter wurden mit Standardmethoden untersucht: $pH_{(CaCl2)}$-Wert, C_t/N_t-Verhältnis, P_{CAL}- und K_{CAL}-Gehalte und Skelettanteil in Gewichts-Prozent (SCHLICHTING et al. 1995). Von 63 Proben wurde zusätzlich die Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) nach MEIWES et al. (1984) analysiert.

4.3. Lichtmessungen

Die Lichtmessungen wurden in einem ausgewählten exemplarischen Ginsterbestand in Frankenbach-Melmertshausen (Gemeinde Biebertal) durchgeführt.

Auf der Fläche wurde ein 10 x 20 m großes Rastertransekt eingemessen. In den 32 Teilflächen (a 6,25 m^2) wurden die Deckung des Ginsters geschätzt und in Abhängigkeit von der Heterogenität der Teilflächen 5–12 Lichtmessungen durchgeführt. Alle Messungen erfolgten an aufeinanderfolgenden Tagen der ersten Oktoberhälfte 1997 zwischen 10 und 15 Uhr bei diffusem Sonnenlicht (vgl. ELLENBERG et al. 1992). Als Meßgerät diente das LI-250 (Fa. LI-COR) mit dem Quantum-Sensor LI-190SA. Erfasst wurde die photosynthetisch aktive Strahlung (PHAR) zwischen 400 und 700 nm in µmol s^{-1} m^{-2} (STEUBING & FANGMEIER 1992).

4.4. Auswertungsmethoden

Die Datenverarbeitung und Tabellenarbeit erfolgte mit den Programmen Microsoft EXCEL'97, BSVEG (STORCH 1985) und SORT 4.0 (DURKA & ACKERMANN 1993). Vegetationskundliche Auswertungsmethoden umfassen Zeigerwertberechnungen und die Bildung ökologisch-soziologischer Artengruppen nach Angaben aus ELLENBERG et. al. (1992) sowie die Berechnung von Gruppenanteilen nach DIERSCHKE (1994). Die weitere statistische Auswertung erfolgte mit dem Programmpaket STATISTICA for Windows 5.0 (STATSOFT 1998). Neben deskriptiver Statistik wurden die SPEARMAN-Rangkorrelation, der U-Test von MANN & WHITNEY und die Varianzanalyse (ANOVA) angewendet. Die Voraussetzungen der ANOVA wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test und dem Sen & Puri-Test überprüft. Bei Abweichungen von Normalverteilung und Varianzhomogenität wurden die Daten ln-transformiert (lnx + 0,1). Multiple Mittelwertvergleiche wurden mit dem Tukey HSD für ungleiche Stichprobenzahlen (Spjotvoll-Stoline) durchgeführt.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

5. Ergebnisse

5.1. Charakterisierung des Standortspektrums

Trotz der vieldiskutierten Problematik sind Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) ein geeignetes Mittel, generalisierend die Standortverhältnisse der Vorkommen einer Art oder Pflanzengemeinschaft zu charakterisieren. Abb. 2 gibt einen Überblick über die Standortamplitude des Ginsters im Hinblick auf die Nährstoffversorgung, die Bodenreaktion und die Feuchtigkeitsverhältnisse. Hinsichtlich aller drei Faktoren liegen die meisten Vorkommen des Besenginsters im „mittleren" Standortbereich; so hat *C. scoparius* im Untersuchungsgebiet (UG) einen deutlichen Schwerpunkt an trocken bis frischen, mäßigsauren und mäßig mit Stickstoff versorgten Standorten. Die Mediane für alle drei Zeigerwerte betragen jeweils 4,7! Diese Ergebnisse weichen damit zum Teil erheblich von den bisherigen Einschätzungen der Standortbedingungen von *C. scoparius* ab. ELLENBERG et al. (1992) stuften die Art mit den Zeigerwerten F4, R3 und N4 ein. Bemerkenswert ist die doch relativ weite Amplitude der Zeigerwerte und die insgesamt hohe Zahl an Aufnahmen, die offensichtlich nährstoff- und basenreichere Standorte widerspiegeln. In diesem Zusammenhang stellt sich – hinsichtlich der Hinweise auf die standortverändernden Eigenschaften der Art – die Frage, ob das weite Zeigerwertspektrum auf ein weites ökologisches Optimum von *C. scoparius* hindeutet, oder ob der Besenginster vielleicht selbst die Ursache der weiten Amplitude der Zeigerwerte ist.

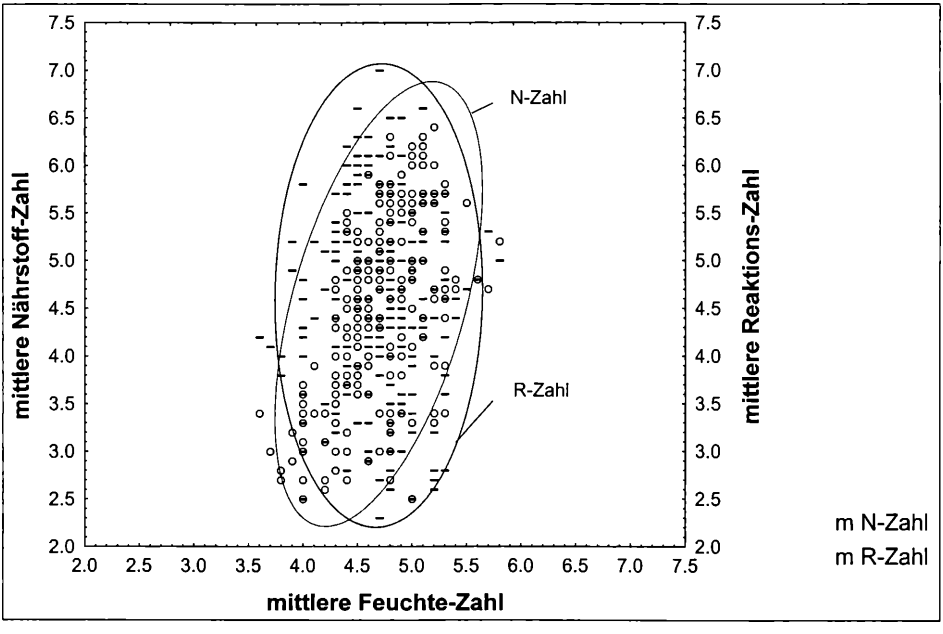


Abb. 2: Ökogramm der Vegetationsaufnahmen mit *Cytisus scoparius*. Dargestellt sind ungewichtete Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992), berechnet aus der Kraut- und Strauchschicht ohne *C. scoparius*. Die Ellipsen kennzeichnen den jeweiligen 95 %-Konfidenzbereich.

Eine Betrachtung der erhobenen bodenkundlichen Parameter (Tab. 1) ermöglicht es, einen „mittleren" Standort des Besenginsters zu beschreiben und anhand der gemessenen Extrema die Grenzbereiche seiner Vorkommen abzuschätzen. Ein hoher Skelettanteil (Gew.-%) in der untersuchten Bodentiefe (5–10 cm) weist auf einen flachgründigen Boden der Ginsterstandorte hin, geringe Skelettanteile zeigen dagegen tiefgründigere Standorte an. Bezüglich des Skelettanteils der Böden streuen die Werte sehr stark. Im Untersuchungsgebiet ist der Ginster also nicht nur auf flachgründige Böden beschränkt, sondern besiedelt offensichtlich auch erfolgreich tiefgründigere Standorte.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Der mittlere pH_{CaCl_2}-Wert (potenzielle Bodenacidität) liegt mit 4,1 im stark sauren Bereich. Unter Berücksichtigung der relativ hohen Standardabweichung wird deutlich, dass ein erheblicher Teil der Probeflächen bereits im sehr stark sauren Bereich (pH < 4) liegt. BORSTEL (1974) stellte in Besenginsterbeständen auf Ackerbrachen des Dillgebiets einen mittleren pH_{KCl} von 4,1 fest. Hinsichtlich der Basenversorgung läßt sich hieraus erwartungsgemäß auf basenarme bis mittelbasische Standorte schließen (AG BODEN 1994). Der pH_{GBL}-Wert („aktuelle" Bodenacidität) ist mit 4,8 bedeutend höher. Der Großteil der erfassten Böden liegt damit im Austauscher- und Silikat-Pufferbereich (nach ULRICH 1981).

Tabelle 1: Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum bodenkundlicher Kennwerte von Ginsterbeständen.

Beprobung des Oberbodens (5-10 cm) in 85 bzw. 63 unterschiedlich stark verbuschten Einzelflächen (25 m^2) an insgesamt 17 großflächigen Ginsterstandorten.
Bewertung der Kennwerte nach 1 = AG BODEN (1994), 2 = SCHLICHTING et al. (1995), 3 = ULRICH (1981), 4 = MEIWES et al. (1984).
5 = GBL = Gleichgewichtsbodenlösung nach Meiwes et al. (1984).

Parameter	n	$\bar{x}$	Std.	Min.	Max.	Bewertung $\bar{x}$
Skelettanteil (> 2mm) (Gew%)	*85*	40	18	3	75	
pH_{CaCl_2}	*85*	4,1	0,3	3,5	4,9	stark sauer [1]
P_{CAL} mg/100g	*85*	1,3	1,2	0,1	5,6	sehr gering [2]
K_{CAL} mg/100g	*85*	7,0	3,2	2,2	21,6	sehr gering [2]
C_t / N_t	*85*	10,5	1,7	6,9	16,5	eng, hq 4-5 [1]
C_t Gew.-%	*85*	2,35	0,86	0,72	5,12	
N_t Gew.-%	*85*	0,22	0,07	0,09	0,46	
GBL [5]-Analyse						
pH_{GBL}	*63*	4,8	0,4	4,1	6,0	Austauscher-Pufferbereich [3]
N_{min} mg/l	*63*	9,3	5,8	0	26,0	gering–mittel-[2]
P mg/l	*63*	0,6	0,8	0,2	6,8	sehr gering [2]
K mg/l	*63*	6,5	3,1	2,0	15,6	gering-mittel [2]
Ca mg/l	*63*	13,6	6,9	3,4	43,6	gering-mittel [2]
Mg mg/l	*63*	3,0	1,3	1,2	7,5	gering-mittel [2]
Fe mg/l	*63*	0,6	1,3	0	6,4	mittel-erhöht [2]
Al mg/l	*63*	1,4	2,5	0	13,5	erhöht-hoch [2]
Mn mg/l	*63*	1,4	1,5	0	6,7	mittel-erhöht [2]
Ca^{2+} / Al^{3+}	*46*	10,2	8,3	0,7	33,2	günstig [4]

Die pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalte aus dem CAL-Auszug weisen auf einen Ginsterstandort hin, der als sehr nährstoffarm zu bezeichnen ist. Die Phosphorgehalte liegen an der unteren Nachweisgrenze der Methode. Auch der Kaliumgehalt bewegt sich im Bereich schlecht versorgter Böden (NOWACK 1990) und entspricht dem von BORSTEL (1974) in Ginsterbrachen festgestellten Gehalt von 6,1 mg K_{CAL}/100g.

Zum direkten Vergleich der standörtlichen Bedingungen verschiedener Ginsterbestände sind bei der einmalig zur gleichen Jahreszeit durchgeführten Probenahme auch die Ionenkonzentrationen in der Gleichgewichtsbodenlösung gut geeignet: Insgesamt sind die Konzentrationen der meisten Ionen als niedrig einzustufen. Sie entsprechen den Werten, die Böden basenarmer Gesteine erwarten lassen (vgl. SCHLICHTING et al. 1995).

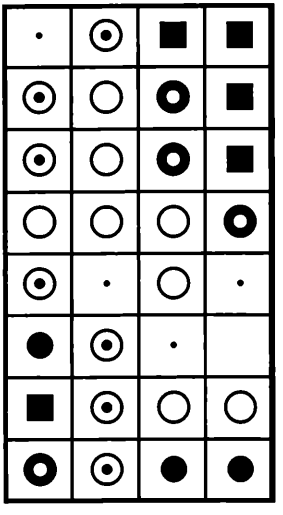
©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Minimum, Maximum und Standardabweichung des N_{min}-Gehalts deuten eine große Variabilität der Werte an und weisen auf eine geringe bis mittlere Stickstoffversorgung der Standorte hin. Auch die Calciumgehalte streuen in einem weiten Bereich. Sie entsprechen (wie die Magnesium-Gehalte) Konzentrationen, die nach JOCHHEIM (1985) einem *Luzulo-Fagetum* bis *Lathyro-Fagetum* entsprechen.

Die für die Bodenlösung saurer Böden typischen, erhöhten Aluminium-Gehalte liegen noch unter der für viele Arten kritischen Toxizitätsschwelle von 2 mg Al_{GBL}/l (BAUMEISTER & ERNST 1978). Nach MEIWES et al. (1984) ist das molare Ca^{2+}/Al^{3+}-Verhältnis als Parameter zur Kennzeichnung der Säuretoxizität besser geeignet. Ein Quotient von über 1 stellt keine Gefährdung dar (vgl. MEIWES et al. 1984). Dieser Grenzwert wird in unseren Proben nur zweimal unterschritten. Die festgestellten Mangan- und Eisenkonzentrationen markieren ein Niveau, welches JOCHHEIM (1985) in einem *Luzulo-Fagetum* nachweist. Beide Elemente gehen in sauren Böden zunehmend in Lösung.

5.2. Relative Beleuchtungsstärke in Ginsterbeständen

Die bereits in Kap. 1 angesprochene kleinräumige Heterogenität flächiger Ginsterbestände wird in einem exemplarisch untersuchten, 200 m² großen Ginsterbestand auf einer Ackerbrache dargestellt (Abb. 3). Die Variabilität der gemessenen Lichtverhältnisse auf engem Raum ist bemerkenswert. Aufgrund der relativ kurzen Belaubungszeit schwankt die Beschattung innerhalb der dichten Bereiche des Gebüschs im Jahresverlauf vermutlich nur wenig. Allerdings können sich die Bestände in wenigen Jahre aufgrund des starken Zuwachses schnell verdichten. Nach harten Wintern erfrieren die Sträucher und brechen zusammen, so dass auch hier wieder eine plötzliche Veränderung der Lichtverhältnisse eintreten kann.



69	43	14	24
51	48	36	17
79	64	44	36
75	76	69	53
57	74	62	80
36	55	87	88
33	49	75	67
39	61	32	24

Abb. 3: Variabilität der Deckung von *Cytisus scoparius* (links) und der mittleren relativen Beleuchtungsstärke (rechts) in einem Rastertransekt auf einer Ackerbrache.
Die 200 m² große Untersuchungsfläche zeichnete sich durch einen kleinräumigen Wechsel von dichtem, vitalen Ginstergebüsch und Freiflächen aus. Die ehemals auf dieser Fläche dicht stehenden Ginster waren bereits im Jahr 1994 abgeschlagen worden. Der Neuaustrieb hatte bis zum Untersuchungsjahr 1997 wieder eine Höhe von bis zu 2 m erreicht.
Die Deckungsgrade wurden in den 2,5 m x 2,5 m großen Teilflächen nach Braun-Blanquet erhoben. · = +, ○ = 2a, ⊙ = 2b, ◘ = 3, ● = 4, ■ = 5.
Je nach Heterogenität der Strauchschicht wurden auf jeder Teilfläche 5-12 Lichtmessungen (vgl. Abb. 4) durchgeführt und gemittelt.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Insgesamt ergibt sich eine deutliche Abstufung der Lichtverhältnisse von den Freiflächen ohne Strauchschicht zum dichten Ginstergebüsch (Abb. 4). Die vergleichsweise hohe mittlere relative PHAR in der lückigen Strauchschicht liegt in einem Bereich, in dem nach DIERSCHKE (1974) sogar noch ausgesprochene „Freilandpflanzen" wachsen und zur Blüte gelangen können. Da der Lichtgenuss im angrenzenden Saumbereich noch höher ist, wird verständlich, dass lückige Ginsterbestände eine gut entwickelte Krautschicht haben, in der viele Offenlandarten noch blühen können.

Selbst in den dichtesten Beständen beträgt die mittlere Beleuchtungsstärke noch 16 % der über der Strauchschicht gemessenen Werte. Nach den Kriterien für die Zeigerwerteinteilung von ELLENBERG et al. (1992) entspricht dies einer Licht-Zahl von 5 bis 6. Werte unter 10 % wurden kaum gemessen. In dichten Ginsterbeständen gelangt also wesentlich mehr Licht auf den Boden als z. B in Schlehengebüschen oder geschlossenen Wäldern (vgl. DIERSCHKE 1974, ELLENBERG 1996). Deshalb ist es schattentoleranten Gräsern möglich, auch unter dichten Ginsterbeständen noch zu wachsen, während die meisten lichtliebenden Grünlandkräuter hier nur noch kümmern. Aber auch diese halten sich in jungen, relativ dicht geschlossenen Beständen noch solange, bis der Ginster nach wenigen Jahren wieder zusammenbricht oder abgeschlagen wird und sie sich dann kurzfristig wieder verstärkt ausbreiten können. Bei den im dichten Ginstergebüsch festgestellten Lichtverhältnissen haben viele Moose ihr ökologisches Optimum (vgl. BARKMAN et al. 1977).

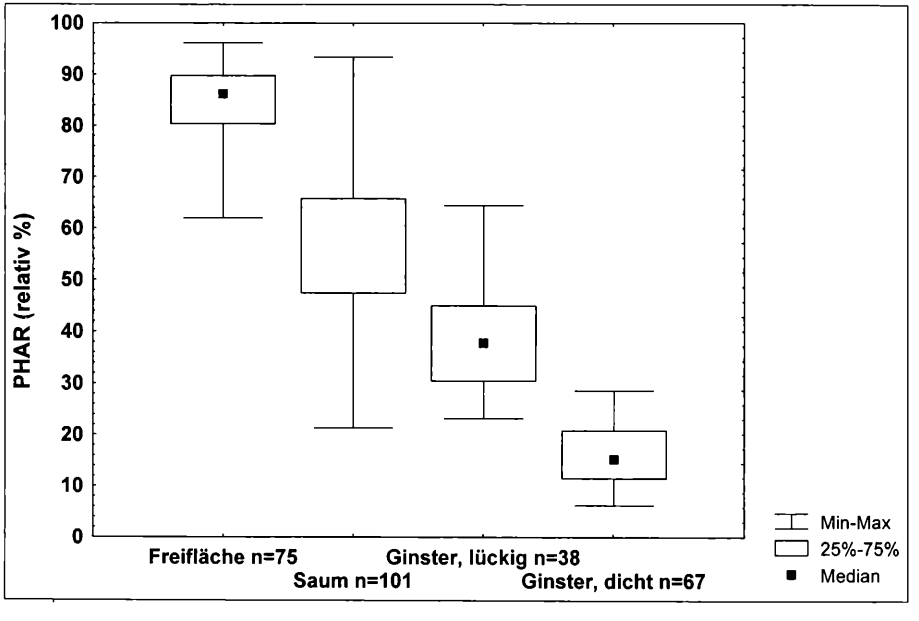


Abb. 4: Mittlere relative Beleuchtungsstärke in einem Ginsterbestand.
In dem 200 m² großen Rastertransekt (siehe Abb. 3) wurden insgesamt 281 Messpunkte erfasst. Als Bezugspunkt zur Berechnung der relativen Beleuchtung wurde für jeden Punkt zunächst die Strahlung in 2,5 m Höhe über der Vegetation gemessen. Unmittelbar danach erfolgte die Messung 0,3 m über dem Boden. Auf diese Weise konnte so für jeden Punkt in Bodennähe die relative Beleuchtungsstärke ermittelt werden.
Die einzelnen Messpunkte wurden unabhängig von ihrer räumlichen Lage im Transekt für diese Darstellung vier Kategorien zugeordnet:
1. Freifläche ohne ausgebildete Strauchschicht
2. Saum im Übergang dichter Ginster / Freifläche
3. Ginster lückig, junge Ginster oder kleinräumig absterbend (Deckung < 50 %)
4. Ginster sehr dicht (Deckung > 50 %).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

5.3. Floristisches Inventar der Ginsterbestände

In den Ginsterbeständen wurde eine Gesamtzahl von 302 Sippen gefunden. Die 246 Gefäßpflanzenarten (22 % der nach BUTTLER (1996) in Nordwest-Hessen vorkommenden Arten) stehen dabei 38 Moosen und 18 Flechten gegenüber.

Der floristische Grundstock der Ginsterbestände (Stetigkeit > 20 %) ist allerdings auf 17 Arten beschränkt und zeichnet sich überwiegend durch Arten mit einer weiten ökologischen Amplitude aus, wie *Festuca rubra*, *Achillea millefolium*, *Holcus lanatus*, *Hypericum perforatum* und die Moose *Rhytidiadelphus squarrosus*, *Plagiomnium affine* und *Scleropodium purum*. Zusätzlich bilden einerseits Magerkeitszeiger wie *Agrostis tenuis*, *Avenella flexuosa*, *Holcus mollis* und *Pimpinella saxifraga* und andererseits Nährstoffzeiger wie *Arrhenatherum elatius*, *Galium album*, *Dactylis glomerata* und *Galeopsis tetrahit* deutliche Artengruppen. Die häufigsten Arten nachfolgender Sukzessionsstadien sind *Rosa canina* agg. und *Rubus idaeus*.

Die Einteilung der gefundenen Gefäßpflanzen der Krautschicht in ökologisch-soziologische Artengruppen verdeutlicht die floristische Heterogenität der Ginsterbestände (Tab. 2).

Die Arten der verschiedenen Klassen der anthropo-zoogenen Heiden und Rasen, also der Grünlandgesellschaften im weiteren Sinne, bilden den Hauptanteil der mit *C. scoparius* assoziierten Sippen. Innerhalb dieser Gruppe haben die Charakterarten der in den *Molinio-Arrhenatheretea* zusammengefassten Syntaxa hinsichtlich ihrer Artenzahl und ihres Grup-

Tabelle 2: Ökologisch-Soziologische Gruppierung der Arten der Krautschicht von Ginsterbüschen (ohne Gehölze) mit ihren Arten- und Gruppenanteilen (%).

Artenanteil = %-Anteil an Gesamtartenzahl, Gruppenanteil = berechnet nach DIERSCHKE (1994). Die fett und kursiv stehenden Klassengruppen enthalten die Summe der jeweils nachstehend aufgeführten Artengruppen.

Formationen / Ökologisch – Soziologische Artengruppen	Artenanteil (%)	Gruppenanteil (%)
Thlaspietea / Koelerio-Corynephoretea	5	1
Anthropo-zoogene Heiden u. Rasen	*49*	*64*
Calluno-Ulicetea	7	7
Festuco-Brometea	7	6
Magerkeitszeiger d. Grünlands	6	13
Molinio-Arrhenatheretea	21	30
Stickstoffzeiger d. Grünlands	3	3
Indifferente Grünlandarten	5	5
Krautige Vegetation oft gestörter Plätze	*22*	*12*
Ackerunkräuter	6	2
Stickstoff-Krautfluren	9	8
Basenzeigende Ruderalarten	5	1
Indifferente Ruderalarten	2	1
Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche	*13*	*17*
Melampyro-Holcetalia	*4*	*8*
Origanetalia	*5*	*4*
Epilobietea angustifolii	*4*	*5*
Laubwälder (*Querco-Fagetea*)	7	4
Übrige Arten	4	1

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

penanteils die größte Bedeutung und stellen die wichtigste Kontakt-Artengruppe des Ginsters im UG dar. Hier anzuschließen sind auch einige soziologisch indifferente Stickstoffzeiger und bezüglich der Nährstoffversorgung indifferente Arten des Grünlands.

Kennarten der bodensauren Borstgrasrasen und Zwergstrauchheiden kommen nur mit 16 Arten vor. Auch allgemein verbreitete Magerkeitszeiger des Grünlands, unter denen auch einige typische Begleiter der *Calluno-Ulicetea* zu finden sind, bilden eine nur kleine Gruppe, die jedoch einen Gruppenanteil von immerhin 13 % aufweist. (Diese wird vor allem durch die hohe Stetigkeit von *Agrostis tenuis* verursacht.) Berücksichtigt man noch die ungefähr gleich große Gruppe der basiphytischen *Festuco-Brometea*-Arten, so zeigt sich deutlich, dass der floristische Bezug zwischen Ginstergebüschen und bodensauren Magerrasen im Lahn-Dill-Bergland gering ist. Die seit MALCUIT (1929) oft praktizierte Zuordnung der Ginstergebüsche zu den Zwergstrauchheiden entbehrt damit auch für das UG einer Grundlage und muss – wie bereits WEBER (1987) darlegt – als falsch angesehen werden.

Die hinsichtlich der Artenzahl zweitgrößte Hauptgruppe ist die der Ruderalarten im weiteren Sinne. Hier haben die anspruchsvollen Arten der stickstoffreichen Krautfluren die größte Bedeutung. Die zumeist einjährigen Ackerunkräuter bilden nur eine kleine Gruppe. Die oft aus ehemaligen Äckern hervorgegangenen Ginsterbestände bieten den Ackerunkräutern in der aktuellen Vegetation also nur noch sehr eingeschränkt Überlebensmöglichkeiten.

Eine dritte Hauptgruppe stellen die Arten der Waldnahen Staudenfluren und Gebüsche, zu denen die Saumarten und Schlagflurarten zählen. Sie haben einen höheren Anteil an der Bestandszusammensetzung der Ginsterbestände als die Ruderalarten, kommen aber nur mit 24 Arten vor. Die Arten der bodensauren Säume (*Melampyro-Holcetalia*) haben daran zunächst den größten Anteil. Dies wird jedoch dadurch relativiert, dass die soziologisch indifferente *Avenella flexuosa* aufgrund ihrer Bedeutung für die Sukzession brachgefallener Borstgrasrasen zu dieser Gruppe gezählt wurde. Rechnet man den Anteil dieser Art heraus, haben die Arten der bodensauren Säume keinen deutlich höheren Gruppenanteil als die basiphytischen Arten der *Origanetalia* und die Nitrophyten der *Epilobietea*.

5.4. Sukzessionsreihe stark bodensaurer Standorte

In den Spalten 1 bis 10 der Stetigkeitstabelle (Tab. 3 im Anhang) sind Vegetationseinheiten zusammengefasst, die auf sehr nährstoffarmen und bodensauren Standorten vorkommen. Sie markieren bezüglich dieser Faktoren den Randbereich der standörtlichen Amplitude des Besenginsters im Untersuchungsgebiet. Synsystematisch sind die offenen Bereiche dieser Bestände überwiegend den Borstgrasrasen (*Nardetalia strictae*) anzugliedern. Diese bilden zahlreiche Übergänge zu den bodensauren Säumen (*Melampyro-Holcetalia mollis*) und den *Franguletea*. Die wenigen Aufnahmen aus bodensauren Wäldern gehören den *Quercetalia robori-petraeae* an, einige Aufnahmen von Kahlschlägen sind als Initialphasen des *Sambuco-Salicion capreae* zu werten. Besenginsterbestände als Sukzessionsstadien der Borstgrasrasen wurden von SCHWABE-BRAUN (1980) als *Sarothamno-Nardetum* beschrieben.

5.4.1. Beweideter Therophytenreicher Borstgrasrasen (Spalte 1) (*Thero-Airion / Polygalo-Nardetum* – Fragmentkomplex)

Diese mit durchschnittlich 28 Arten artenreichste Pflanzengemeinschaft der Sukzessionsreihe stark saurer Standorte wurde in einer Wacholderheide (Niederlemp) aufgenommen. Die Magerrasen in südexponierter Kuppenlage (ca. 300 m Höhe) werden zur Zeit extensiv beweidet (vgl. BERGMEIER 1987).

Das Arteninventar der sechs Aufnahmen weist deutlich auf einen Fragmentkomplex (MÜLLER 1970) zweier Gesellschaften hin, die aufgrund der relativ großen Aufnahmeflächen gemeinsam erfasst wurden (d1). Die Bestände stocken auf sehr flachgründigen Regosolen mit in Teilbereichen anstehendem Tonschiefer. In diesen kleinräumig feinerdearmen Bereichen können sich die annuellen Arten der Kleinschmielen-Rasen (*Thero-Airion*) entwickeln. Kennzeichnend hierfür sind die Verbandskennarten *Aira caryophyllea* und *Teesdalia nudicaulis*.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Mit zunehmender Feinerde- und Humusansammlung wird der Standort für Hemikryptophyten geeigneter. *Agrostis stricta* als Kennart der Folgestadien des *Thero-Airion* kennzeichnet den Übergang der Therophytenfluren zu Beständen des *Polygalo-Nardetum*, in das sie kleinflächig eingestreut sind.

Der hier ausgebildete Borstgrasrasen zeichnet sich durch das Fehlen der Kennart *Nardus stricta* aus. Wegen den neben *Polygala vulgaris* zahlreich vorhandenen Verbands- und Klassenkennarten (z. B. *Festuca tenuifolia*, *Calluna vulgaris*, *Danthonia decumbens*) ist die Einordnung der Bestände jedoch eindeutig. Bezeichnend ist der Reichtum an Basiphyten auf diesen kalkfreien Standorten (vgl. BERGMEIER 1987, PEPPLER 1992). Dazu zählen z. B. *Festuca lemanii*, *Galium verum*, *Sanguisorba minor* und *Trifolium repens*. Zur Differenzierung von den im folgenden dargestellten brachgefallenen Magerrasen werden noch einige Beweidungszeiger herangezogen (d13). Es handelt sich um „Weideunkräuter", Rosettenpflanzen und niedrige Gräser, die in Brachen an Konkurrenzkraft verlieren.

5.4.2. *Avenella flexuosa*-Dominanzgesellschaft auf Brachen (Spalten 2–5)

Die *Avenella flexuosa*-Dominanzgesellschaft ist nicht als syntaxonomische Einheit zu verstehen, sondern schließt Rasengesellschaften ein, die zwar eine unterschiedliche Vegetationsgeschichte haben, sich aber wegen der Dominanz der Drahtschmiele offensichtlich ökologisch nahestehen (D2–10). [1]

Diese Gesellschaft entwickelt sich auf brachgefallenen und mit Ginster verbuschenden Borstgrasrasen. Sie kann jedoch auch im kleinräumigen Wechsel mit den im Anschluss beschriebenen Rasengesellschaften stehen und aus Ackerbrachen hervorgegangen sein. Ebenso ist sie auf Kahlschlägen, in Vorwäldern und lichten Wäldern (Spalten 8–10) auf armen, flachgründigen Böden verbreitet. SCHWABE-BRAUN (1980) bezeichnet die Sukzessionsstadien von brachgefallenen Borstgrasrasen mit hoher Deckung von *Avenella flexuosa* und Ginstergebüsch als *Sarothamno-Nardetum typicum*.

Avenella flexuosa ist durch eine Reihe ökophysiologischer Eigenschaften besonders an saure und nährstoffarme Standorte angepasst (KINZEL 1982). Die bei Nutzungsaufgabe und erhöhten Nitratimmissionen verstärkte Ausbreitung der Drahtschmiele in bodensauren Magerrasen ist ein gut untersuchtes und vieldiskutiertes Phänomen (KAAGMAN & FANTA 1993, MÜLLER et al. 1993, STEUBING 1993, ELLENBERG 1996). Die Drahtschmiele bildet durch Stolonenbildung dichte Bestände aus, die sich durch eine starke Grasfilzauflage auszeichnen, und nur wenigen anderen Arten Raum zum Wachsen bieten.

Als weitere Differentialarten zur Abgrenzung zu den anderen Ginsterbeständen eignen sich *Teucrium scorodonia* und *Galium harcynicum*. Nach POTT (1995) ließen sich die Bestände mit *Teucrium scorodonia* teilweise auch als *Teucrietum scorodoniae* auffassen. *T. scorodonia*-Polykormone sind aber nur unregelmäßig in großflächigen *Avenella flexuosa*-Beständen verteilt und hier als zusätzliche Brachezeiger zu werten (SCHIEFER 1981). *G. harcynicum*, welches in sehr trockenen und südexponierten Borstgrasrasen fehlt (BERGMEIER 1987), kennzeichnet die verhältnismäßig ausgeglicheneren mikroklimatischen Feuchtigkeitsverhältnisse der meist hochwüchsigen Drahschmielen-Bestände, da es zwischen den Grashorsten oft dichte Teppiche ausbildet. Charakteristisches Moos der (unverbuschten) bodensauren *Avenella flexuosa*-Dominanzges. ist *Pleurozium schreberi*. Im Verein mit *Hypnum jutlandicum* bildet diese Art nach DANIELS et al. (1993) eine typische Synusie „alter Heiden"

Die Vegetationskomplexe aus Ginstergebüsch und Rasengesellschaft werden je nach Verbuschungsgrad und Vitalität des Ginsters nach jeweils gleichen Kriterien in „Entwicklungsphasen" eingeteilt. Die „Aufwuchsphase" (A) gruppiert Bestände mit jungem oder vitalem Ginster mit weniger als 50 % Deckung. In der „Optimalphase" (O) sind Flächen zusammengefasst, in denen vitale Ginster mehr als 50 % Deckung einnehmen. Analog bezeichnet die dichte Degenerationsphase (OD) Bestände mit hoher Deckung, aber deutlich eingeschränkter Vitalität und bereits hohem Totholzanteil, während Flächen der Degenerationsphase (D) zugeordnet wurden, wenn sie sehr lückig stehenden Ginster (< 50 % Deckung) mit starken Schäden aufwiesen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die *Avenella flexuosa*-Dominanzges. ist noch durch eine Vielzahl von Kennarten der *Calluno-Ulicetea* gekennzeichnet. Diese lassen sich in zwei Gruppen einteilen: *Festuca tenuifolia, Danthonia decumbens, Nardus stricta* sowie einige andere konkurrenzschwache Arten (*Galium pumilum, Jasione montana, Cladonia ciliata*) fallen bei einer zunehmenden Vergrasung und Verbuschung aus. Andere Kennarten können sich in den Dominanzbeständen (noch) behaupten; die relativ langlebige *Calluna vulgaris* kommt als Relikt in wenig vitalen Exemplaren auch noch in stärker verbuschten Beständen vor. *Rumex acetosella* findet auf vegetationsfreier Streu unter abgestorbenen Ginstern und auf durch Tätigkeit von Kaninchen entstandenen Lücken immer noch genügend Flächen, sich neu zu etablieren. *Potentilla erecta, Viola canina* und *Veronica officinalis* halten sich in relativ vitalem Zustand im Saum der Gebüsche (vgl. DIERSCHKE 1974).

Landschaftsprägend auf brachgefallenen Hutungen sind vereinzelte Wacholdergebüsche, deren Bestände zum *Dicrano-Juniperetum communis* gestellt werden könnten (siehe BARKMAN 1985), aufgrund der hohen Deckung von *A. flexuosa* aber ebenfalls hier einbezogen sind.

5.4.3. *Rubus idaeus*-Gesellschaft; arme Ausbildung (Spalte 6)

Zur Erläuterung dieser Ausbildung der *Rubus idaeus*-Gesellschaft an stark bodensauren Standorten siehe Kap. 5.5.3.2. Auf die Bedeutung der Ansiedlung von *Rubi* für die Vegetationsstruktur der Ginsterbestände wird in Kap. 5.5.4 näher eingegangen.

5.4.4. *Rubo plicati-Sarothamnetum* (Spalte 7)

Das *Rubo plicati-Sarothamnetum* (d7) kann mit zehn Aufnahmen von ehemaligen Hutungen und Ackerbrachen belegt werden. Sämtliche Aufnahmen stammen aus Höhenlagen um 400 m. Differentialart ist die in Mitteleuropa auf kalkfreien Böden häufigste und leicht kenntliche *Rubus plicatus* (WEBER 1995). Diese kommt in den untersuchten Ginsterbeständen nur gemeinsam mit der *Avenella flexuosa*-Dominanzges. vor. Unter besseren Standortbedingungen beherbergen die Ginstergebüsche anspruchsvollere Brombeeren (Kap. 5.5.4.). Ein Vergleich mit den von WEBER (1987, 1998) und ROSSKAMP (1999) veröffentlichten Tabellen bestätigt deutlich den durch saure Bodenverhältnisse geprägten Charakter der Gesellschaft.

Rubus plicatus ist eine der wenigen Brombeeren, die bis in die montane Stufe aufsteigen können (WEBER 1985). In den Ginsterbeständen tieferer Lagen des UG kommt die Faltenbrombeere kaum vor. Auch die Ginster-Sommerwurz (*Orobanche rapum-genistae*), von WEBER (1987) als Differential- und Assoziationskennart ausgewiesen, wurde im UG nur in den oben genannten Gebieten in 400 m Höhe gefunden. Die hier dargestellte Ausbildung muss damit der Subassoziation *teucrietosum scorodoniae* zugeordnet werden, die die Höhenausbildung des *Rubo plicati-Sarothamnetum* bildet (WEBER 1987).

Als *Rubo plicati-Sarothamnetum* werden hier nur Brombeer-Besenginster-Gebüsche der armen, sehr sauren Standorte bezeichnet. Neben der Faltenbrombeere werden noch zwei andere *Rubi* zur Differenzierung herangezogen: *Rubus vulgaris* ist eine weitverbreitete, subatlantische Sippe der collinen Stufe (WEBER 1985, 1995), die im engen Kontakt mit *Rubus plicatus* gefunden wurde. Im Untersuchungsgebiet ist sie selten zu finden (schrftl. Mittlg. WEBER 1997, vgl. BUTTLER 1996, MATZKE-HAJEK 1999). WEBER (1985) stuft die Art als kalkfliehend ein. Gleiches gilt für *Rubus adornatus*, die als Regionalsippe des Rheinischen Schiefergebirges (WEBER 1995) ebenfalls ein Zeiger bodensaurer Standorte ist (MATZKE-HAJEK 1993).

5.4.5. Pionierwaldstadien (Spalte 8)

Echte Pionierwaldstadien mit Besenginster sind auf den untersuchten Flächen – auch den alten Ackerbrachen – selten ausgebildet. *C. scoparius* zeigt hier im Schatten von bis zu 10 m hohen, relativ vereinzelt stehenden Ebereschen, Salweiden und Birken (d8) nur noch eine eingeschränkte Vitalität. Diese Pionierwälder sind ebenfalls als Folgestadien der ver-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

buschten *Avenella flexuosa*-Dominanzges. zu betrachten. Deren Differentialarten sind im Saum der Ginster noch reichlich enthalten. Einzelne Exemplare von *Quercus petraea* deuten die Entwicklung zum bodensauren Traubeneichenwald an. BORSTEL (1974) fand Vorwaldstadien auf 6–15 Jahre alten Ackerbrachen des Dillgebiets. Er bezeichnete sie als „*Betula pendula – Salix caprea*-Stadien" Diese damals 2 bis 6 m hohen Bestände mit *C. scoparius* können als Vorläufer des hier gefundenen Pionierstadiums angesehen werden. Die Tatsache, dass Bestände dieser Art angesichts des hohen Alters vieler Brachen nicht häufiger zu finden sind, wird in erster Linie auf die bereits genannten Landschaftspflegemaßnahmen zurückzuführen sein, die seitens der Kommunen, Jagdpächter und Landwirte gelegentlich durchgeführt werden.

5.4.6. *Avenella flexuosa*-Dominanzgesellschaft auf Kahlschlägen und in Wäldern (Spalten 9 und 10)

Bestände einer *Avenella flexuosa*-Dominanzges. mit Besenginster lassen sich im UG auch auf Kahlschlägen (Spalte 9) und im bodensauren, lichten Traubeneichenwald (Spalte 10) finden. Sie unterscheiden sich floristisch nur wenig von den Ausbildungen der Hutungen und Brachen und lassen sich schwach durch zwei acidophytische Moose (*Dicranum scoparium, Polytrichum formosum*) sowie die relativ anspruchsvolle, mesophytische *Stellaria holostea* (d9/10) differenzieren. Die *Avenella flexuosa*-Dominanzges. der Wälder ist neben der Traubeneiche (*Quercus petraea*) in Baum- und Krautschicht positiv auch durch eine geringe Stetigkeit von *Luzula luzuloides* und *Poa nemoralis* gekennzeichnet. Darüber hinaus weisen einige lückenbesiedelnde und acidophytische *Cladonia*-Arten auf die flachgründigen, forstwirtschaftlichen Grenzertragsstandorte hin, die der Ginster besiedelt. Von den Kahlschlägen sind die Waldbestände außerdem durch das Fehlen einiger Grünlandarten differenziert.

5.5. Sukzessionsreihe saurer bis mittlerer Standorte

5.5.1. *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Gesellschaft (Spalten 11–18)

Die Bestände, die zu den Sukzessionsstadien der Rotschwingel-Rotstraußgras-Gesellschaft mit Besenginster gestellt werden, bilden mit 67 Aufnahmen die größte Gruppe. Ihnen gemeinsam ist das Fehlen einer syntaxonomisch bedeutsamen Kennartengruppe, wenngleich eine größere Gruppe weitverbreiteter, überwiegend niedrigwüchsiger Grünlandarten in diesen Ginsterbeständen einen deutlichen Schwerpunkt hat (D11-18).

Physiognomisch sind die von ELLENBERG (1996) als Rotstraußgras-Rotschwingelwiesen bezeichneten Magerwiesen und -weiden leicht kenntlich. Sie sind geprägt von einer Dominanz der beiden namensgebenden Untergräser. Hochwüchsige Gräser fehlen den meisten Beständen. Nitrophytische Arten wie *Arrhenatherum elatius* und *Dactylis glomerata* erreichen in nicht verbuschten Beständen nur mittlere Stetigkeiten und nie eine höhere Deckung. Zahlreiche Magerkeitszeiger sorgen als stete Begleiter in der dichten Untergras-Matrix für abwechselnde Blühaspekte. *Pimpinella saxifraga, Hypericum perforatum, Stellaria graminea* und *Rumex acetosella* sowie die Basenanzeiger *Galium verum, Campanula rapunculus* und *Sanguisorba minor* den weiteren floristischen Grundstock der Gesellschaft. Dieser wird durch *Achillea millefolium, Centaurea jacea, Plantago lanceolata* und *Thymus pulegioides* ergänzt. Bei niedriger Krautschicht treten häufig noch die basiphytischen *Fabaceae Lotus corniculatus, Genista tinctoria* und *Ononis repens* hinzu. Hierdurch entstehen immer wieder zwar dezente aber stets unterschiedliche Blühaspekte.

Die dargestellten Ausbildungen lassen sich durch Trennartengruppen standortökologisch weiter differenzieren. Ihre Vorkommen liegen schwerpunktmäßig auf den Brachen und an Straßenrändern.

5.5.1.1. Initiale Ausbildung (Spalte 11)

Die Aufnahmen dieser Ausbildung stammen von einem steilen Geländeanriss, der senkrecht stehenden Tonschiefer freilegte und seitdem vermutlich nicht beeinflusst wurde. Klei-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

ne Feingrusansammlungen boten dem Ginster gute Keimmöglichkeiten. Dieser Fundort kommt, im Vergleich zu allen anderen hier dargestellten Ginsterbeständen, dem von LOHMEYER (1986) beschriebenen, in Mitteleuropa natürlichen Habitat von *C. scoparius* (Felsheide) standortökologisch am nächsten.

Eine Krautschicht ist mit 10 bis 15 % in frühen Initialstadien und 60 % in stärker verbuschten Flächen bisher nur schwach ausgeprägt. Die hohe Zahl an typischen Magerkeitszeigern der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. berechtigt jedoch zu einem losen Anschluss an diese Rasengesellschaft. Sofern Mikrorelief und weitere Bodenbildung es zulassen, ist mit einer Entwicklung in Richtung dieser Gesellschaft zu rechnen. Phytosoziologisch handelt es sich bei den Aufnahmen um einen Fragmentkomplex aus Silikat-Steinschuttflur, einem initialen Rasen und einer Gebüschgesellschaft. Floristisch wird diese Initialflur durch sechs Arten von den anderen Beständen differenziert (d11). *Senecio viscosus* erreicht als typische Art der Silikat-Steinschuttfluren die höchste Stetigkeit. *S. jacobaea* kommt häufig in lückigen, ruderalisierten Grünlandgesellschaften und auf Straßenböschungen vor. *Scleranthus perennis, Polytrichum piliferum, Cladonia pyxidata* und *Peltigera didactyla* besiedeln in den Aufnahmeflächen Mikrostandorte ohne nennenswerte Grusanreicherungen.

5.5.1.2. Kryptogamenreiche Ausbildung (Spalte 12)

Extrem flachgründige, schwach geneigte Flächen ehemaliger Hutungen mit z.T. anstehendem Gestein werden von der bodentrockensten Ausbildung der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. besiedelt. Während viele typische Arten wegen der Trockenheit ausfallen, ist die Dominanz von *Festuca rubra* in diesen Beständen charakteristisch. KNAPP (1978) beschrieb diese „acidophilen mehrjährigen Horstgras-Trockenrasen" als *Polytricho-Festucetum tenuifolii* (d12). Anstehendes Gestein und die flachgründigsten Bereiche werden kleinräumig von trockenheitstoleranten, vorwiegend acidophytischen Kryptogamen besiedelt (*Ceratodon purpureus, Polytrichum piliferum, P. juniperinum, P. formosum, Cladonia* div. spec.). Diese erreichen zusammen eine mittlere Deckung von 33 %. Neben einigen anderen Arten verdeutlicht die höhere Stetigkeit von *Festuca tenuifolia* die enge Beziehung dieser Ausbildung zu den Borstgrasrasen. Die jungen, vitalen Exemplare des Ginsters erreichen an diesen trockenen Standorten nur eine Deckung bis höchstens 40 %.

5.5.1.3. Weide-Ausbildung (Spalte 13)

Die extensiv genutzte Ausbildung der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. ist zugleich die artenreichste. Die Dominanz von *Festuca rubra* und *Agrostis tenuis* ist in diesen Beständen am schwächsten ausgeprägt. Beide Tatsachen drücken sich in einer hohen Evenness von 72 % aus. Die Flächen, auf denen diese Gesellschaft ausgebildet ist, werden zweimal jährlich mit Schafen beweidet. Da die Verbuschung mit Besenginster dadurch nicht aufzuhalten ist, wird periodisch maschinell gemulcht. Gedüngt werden diese Flächen nie. Der Ginster erreicht in den Aufnahmen nur eine geringe Deckung. Eine echte Strauchschicht ist kaum ausgeprägt. Vorwiegend handelt es sich, bedingt durch das Mulchen, um buschige Neuaustriebe. Keimlinge von *C. scoparius* können sich nur selten etablieren.

Charakterisiert ist die Ausbildung durch eine hohe Zahl an schwach- bis mittelwüchsigen Beweidungszeigern (d13), die sich in höherwüchsigen Beständen der Gesellschaft auf Brachen (siehe unten) nicht halten können. Angesichts der Magerkeitszeiger *Hieracium pilosella, Hypochoeris radicata* und *Luzula campestris* wäre die Gesellschaft auch dem *Lolio-Cynosuretum luzuletosum* zuzuordnen (POTT 1995, vgl. OBERDORFER 1992). Eine Reihe von basiphytischen Trockniszeigern weist auf den flachgründigen Standort hin. Auffälligste Art ist in den Lücken der Kraut- und Mooschicht dabei *Peltigera canina. Polygala vulgaris* ist neben *Luzula campestris* der einzige weitere echte Acidophyt.

5.5.1.4. Ausbildung auf Ginsterbrachen (Spalten 14–17)

Die Sukzessionsstadien der Besenginsterentwicklung auf Brachen mit der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. in der Krautschicht werden wieder differenziert in A-, O-, OD- und D-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Phase dargestellt (siehe Fußnote 1). Sie markieren den mittleren, trophischen Bereich der Gesellschaft. Es handelt sich um trockene bis frische Standorte mit überwiegend durchschnittlicher Tiefgründigkeit. Ein kleiner Teil der Aufnahmen wurde auf Straßenböschungen, Kahlschlägen und brachgefallenen Hutungen erhoben, also Standorten mit vergleichbar geringer aktueller Intensität anthropogener Nutzungseinflüsse. Auf letzteren stehen diese Ausbildungen mit der beweideten Ausbildung in engem räumlichen Kontakt. Dort wo die Flächen nicht regelmäßig gemulcht werden, wächst der Ginster schnell zu dichten Beständen heran und kann drei Jahre nach dem Mulchen einer Fläche durch kräftigen Neuaustrieb der Stümpfe wieder vitale, mannshohe und vor allem sehr dichte Bestände ausbilden.

Durch den Wegfall der (extensiven) Nutzung kommt es zu einem weitgehenden Ausfall der niedrigwüchsigen Nutzungszeiger. Die Dominanz von *Agrostis tenuis* und *Festuca rubra* wird stärker, die Krautschicht höher. Durch den fehlenden Biomasseentzug entsteht im Laufe der Zeit ein dichter Grasfilz.

5.5.1.5. Bodenfeuchte Ausbildung (Spalte 18)

Die bodenfeuchte Ausbildung (d14) der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. bildet das hinsichtlich der Wasserversorgung standörtliche Extrem der Ginsterverbreitung im UG. Die Gesellschaft wurde nur auf drei Flächen gefunden, die entweder durch austretendes Hangzugwasser vernässt sind oder im engen Kontakt mit einem *Salicetum fragilis* in einer grundwasserbeeinflussten Bachaue liegen. Insgesamt ist der Ginster in diesen Beständen zwar sehr hochwüchsig, aber wenig vital. Fast alle Bestände sind lückig mit hohem Totholzanteil. Die reduzierte Vitalität signalisiert, dass der Ginster unter diesen Standortbedingungen einen Randbereich seiner ökologischen Amplitude erreicht. Auf dessen Empfindlichkeit gegen Staunässe wies bereits HEGI (1925) hin. Die vorherrschende Dominanz von *Agrostis tenuis* und *Festuca rubra* sowie die Präsenz der charakteristischen Magerkeitszeiger berechtigen zu einem Anschluss dieser Ausbildung an die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Gesellschaft. Floristisch wird der (wechsel-)feuchte Standort durch einige Frische- und Feuchtezeiger differenziert. *Selinum carvifolia* und *Lotus uliginosus* deuten auch auf einen verhältnismäßig gut mit Basen versorgten Standort hin (OBERDORFER 1994). Gleichzeitig rücken sie die Ausbildung in die Nähe des *Molinion* und *Calthion*.

5.5.2. *Arrhenatherum elatius*-Dominanzgesellschaft (Spalten 19–22)

Eine auffällige Erscheinung auf Ginsterbrachen ist das Vorkommen von Dominanzbeständen des Glatthafers (D19–22). Diese können entweder kleinflächig nur wenige Quadratmeter einnehmen oder auch großflächig auf verbrachten Parzellen aspektbestimmend sein. Die 28 Aufnahmen sind wiederum nach Entwicklungsphasen der Ginsterentwicklung angeordnet (Fußnote 1). Synsoziologisch ist diese Glatthafer-Dominanzgesellschaft als Fragmentgesellschaft im Sinne einer degradierten Rumpfgesellschaft des *Arrhenatheretum elatioris* (zweischürige Frischwiesen) zu betrachten (POTT 1995). Durch den Ausfall der Nutzung fehlen typische, mahdabhängige Arten dieser Wiesenassoziation.

Der vorherrschende Glatthafer rechtfertigt die Fassung der Bestände als Dominanzgesellschaft. Als weitere Assoziationskennart kommt nur *Galium album* in größerer Stetigkeit vor. Diese Art eignet sich aber nicht zur Differenzierung, da sie gleichzeitig in der verbuschenden *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. einen Schwerpunkt hat (vgl. Kap. 5.6.2). Stete, frischezeigende Verbands- und Ordnungskennarten sind *Dactylis glomerata*, *Heracleum sphondylium* und *Anthriscus sylvestris*. Magerkeitszeiger sind der Glatthafer-Gesellschaft reichlich beigemengt. Dies verdeutlicht die enge floristische Beziehung zur *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. Phänologisch und physiognomisch ist die Gesellschaft jedoch trotz manchmal fließender Übergänge derart verschieden, dass sie deutlich differenziert werden kann.

Der Besenginster erreicht in den Glatthafer-Beständen nie die Vitalität und Dichte, wie in der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. Umgekehrt kann man formulieren, dass der lichtliebende Glatthafer nur in relativ lückigen Ginsterbeständen zur Dominanz gelangen kann.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Selbst die hier als Optimalphase (O) der Ginsterbestände zusammengefassten 10 Bestände weisen in der Strauchschicht nur eine mittlere Deckung von 67 % auf. Der Glatthafer zeigt in diesen dichten Beständen nur noch ein schwaches vegetatives Wachstum und gelangt nicht mehr zur Blüte.

Nach einem Absterben des Ginsters durch Frost etc. bleiben häufig Flächen zurück, die sich durch die toten Sträucher und die monotone Dominanz des Glatthafers auszeichnen (Degenerationsphase; D). An solchen Standorten gelangt der Glatthafer im Juni oder Anfang Juli zur Blüte und hat dann eine Bestandshöhe von weit über einem Meter erreicht. Bis Ende Juli reifen die Samen. Nach einer anschließenden, wenige Wochen dauernden Wachstumsdepression, die vermutlich durch die Sommertrockenheit bedingt ist, setzt das Wachstum im Spätsommer wieder ein. Im Laufe dieser zweiten Wachstumsphase gelangt der Glatthafer erneut zur Blüte. Diese zeitliche Wachstumsabfolge verdeutlicht, wie sehr der Glatthafer an die Bewirtschaftung in zweischürigen Wiesen angepasst ist. Da der Biomasseentzug auf den Brachen entfällt, bildet sich im Hochsommer am Boden ein Filz aus den vergilbten Resten des ersten Aufwuchses. Dieser wird offensichtlich im Winterhalbjahr vollständig mineralisiert, da ein dichter, mehrjähriger Grasfilz, wie er in der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. vorkommen kann, in der Glatthafer-Dominanzges. fehlt. Hieraus ist zu schließen, dass in dieser Gesellschaft ein engerer Nährstoffzyklus als in der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. gegeben ist (vgl. STÖCKLIN & GISI 1989). Aufgrund der im Sommer starken Beschattung am Boden können sich nur wenige Gehölzkeimlinge etablieren. Eine Moosschicht ist nur sehr schwach entwickelt, dichte Moospolster, wie in den anderen Rasengesellschaften, sind fast nie ausgebildet. Die monotonen Glatthaferbestände der Degenerations-Phase sind besonders charakterisiert durch die niedrige mittlere Artenzahl von 12.

5.5.3. Schlagflurartige Bestände

Ausgehend von Ginstergebüschen, die der Ausgangsvegetation der drei differenzierten Rasengesellschaften (*Avenella flexuosa*-Dominanzges., *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges., *Arrhenatherum elatius*-Dominanzges.) zuzuordnen sind, finden sich Sukzessionsstadien, die der Verbuschung nach dem Absterben oder dem "Überwachsen" der Vormantelart *C. scoparius* folgen. Häufige Folge- und Kontaktgesellschaften der Ginstergebüsche auf Brachen und Kahlschlägen sind in den Spalten 6, 23 und 24 der Tab. 3 dargestellt. Sie sind charakterisiert durch polykormonbildende Arten der Schlagfluren und müssen den *Epilobietea angustifolii* und den *Sambucetalia racemosae* zugeordnet werden. Diese oft nur kleinräumig ausgebildeten Bestände werden in den folgenden Kapiteln dargestellt.

5.5.3.1. *Calamagrostis epigejos*-Dominanzgesellschaft (Spalte 23)

Dominanzbestände von *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras) sind auf Brachen und Kahlschlägen des UG eine häufige und auffällige Erscheinung. Sie stehen sowohl in engem Kontakt mit der *Avenella flexuosa*-Dominanzges., gehen aber auf Ackerbrachen auch aus der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. und der Glatthafer-Gesellschaft hervor. Dies lässt sich im Einzelfall deutlich anhand der floristischen Zusammensetzung der Begleiter belegen. Wegen der geringen Aufnahmezahl wurden alle Bestände mit dominanter *C. epigejos* hier zusammengefasst. Oft, aber bei weitem nicht in der Regel, stehen sie im engen Kontakt mit Ginsterbeständen. Es handelt sich um meist kreisförmige, mehrere Quadratmeter bedeckende Polykormone, die auf die Etablierung eines oder weniger Keimlinge zurückgehen (vgl. GRÜTTNER 1996). Mit einer Höhe von 1,5 bis 2 m überragen sie im Sommer deutlich die übrige Krautschicht.

Bei den hier dargestellten Aufnahmen handelt sich um Übergangsbereiche zwischen ausgedehnten *Calamagrostis*-Polykormonen und dichten Ginsterbeständen. Hier erreicht entweder der Ginster oder das Land-Reitgras eine hohe Deckung. Direkte Überlagerungen der beiden Arten sind nur selten zu finden. Vermutlich hält der Lichtmangel *C. epigeios* davon ab, dichte Ginstergebüsche zu unterwandern und in diese einzudringen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

5.5.3.2. *Rubus idaeus*-Gesellschaft; artenreiche Ausbildung (Spalte 24)

Während die *Calamagrostis*-Dominanzges. als häufige Kontaktgesellschaft der Ginsterbestände zu sehen ist, deren Entstehen nicht unmittelbar vom Ginster beeinflusst wird, sind ausgedehnte Himbeer-Polykormone in großflächigen Ginsterbeständen eindeutig als deren Folgegesellschaft zu betrachten. Die Spalte 6 zeigt eine arme Ausbildung (Kap. 5.4.3), die aus einer *Avenella flexuosa*-Dominanzges. auf Kahlschlägen und versaumten Borstgrasrasen hervorgegangen ist. Die Aufnahmen in Spalte 24 wurden an Wegrändern und Ackerbrachen erhoben. Sie bilden aufgrund der enthaltenen Sukzessionsrelikte aus der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. oder aus Glatthaferbeständen eine artenreichere Ausbildung. Himbeerbestände können sich somit in allen drei verbuschten Rasengesellschaften etablieren. Als Keimling mit noch geringer Deckung erreicht die Himbeere die höchste Stetigkeit in den dichteren Entwicklungsphasen der Ginstergebüsche.

Vielen Aufnahmen der *Rubus ideaus*-Ges. ist ein hoher Deckungsgrad absterbenden Ginsters gemeinsam. Großflächige Himbeerbestände auf Brachen, denen der Ginster offenbar fehlt, weisen bei näherer Untersuchung in ihrer Mitte häufig längst abgestorbene Äste und Stämme des Ginsters auf.

Bezüglich der Himbeere kann eine „Ammenstrauchfunktion" des Ginsters postuliert werden, da sie oft als diesjähriger Keimling im dichten Schatten des Ginsters gefunden wurde. „Ammensträucher" bieten schattentoleranten Keimlingen anderer Gehölzarten Schutz vor Wildverbiss und mikroklimatischen Extremen (HAKES 1987). Nach einer erfolgreichen Etablierung können diese aus den Beständen der „Ammensträucher" emporwachsen.

Himbeerkeimlinge wurden oft inmitten dichter Moospolster unter dem Ginster beobachtet. Ihre Etablierung wird u.U. also auch von den hier ausgeglicheneren Feuchtigkeitsverhältnissen begünstigt. Die meisten einheimischen Gehölze sind Dunkelkeimer; die Keimhemmung der Diasporen wird häufig nur im feuchten Substrat abgebaut. Moose bieten daher im Schatten unter Sträuchern ein ideales Keimbett (vgl. DÜLL 1990).

Die Himbeere gilt als ausgesprochener Nitrifizierungszeiger (OBERDORFER 1994). Dass neben dem Schutz, den Himbeerkeimlinge im Ginster genießen, auch ein erhöhtes Stickstoffangebot im Ginsterbestand die Etablierung fördert, ist daher wahrscheinlich. Optimal entwickelte, dichte Himbeerbestände weisen kaum andere Gehölzarten auf. OBERDORFER (1993a) weist auf die Dauerhaftigkeit des „dichten Gestrüpps mit verholzenden Ruten und Lianen" hin. Die *Rubus idaeus*-Ges. kann also durchaus als relativ langlebiges Dauerstadium betrachtet werden. Zum Teil werden diese Bestände aber seitlich bereits von Holundern oder auch Ausläufern der Schlehe bedrängt, die das Himbeergestrüpp letztendlich ablösen werden.

5.5.4. Anspruchsvolle Vormäntel und Gebüsche (Spalte 25)

Diese Aufnahmengruppe zeigt Gebüsche besserer Standorte, die zu den *Rhamno-Prunetea* gestellt werden müssen. Sie stehen im engen räumlichen Kontakt mit der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. und der *Arrhenatherum elatius*-Dominanzges. An der Artenkombination und dem deutlich mesophytischen Charakter der Bestände ist zu ersehen, dass sie aus diesen beiden Rasengesellschaften hervorgegangen sind. Eine strikte Trennung der Vormäntel aus *C. scoparius* und *Rubi* (*Pruno-Rubion radulae*) von den eigentlichen Gebüschen (*Carpino-Prunion*) ist mit der gewählten Aufnahmemethode nicht zu erreichen (vgl. WEBER 1974, WITTIG 1979). Es handelt sich bei den meisten Aufnahmen also um Komplexe aus Saum, Vormantel- und Mantelbestandteilen mit Resten der ursprünglichen Rasengesellschaft.

Brombeeren bilden unter Umständen zusammen mit der Vormantel-Art *C. scoparius* „undurchdringliche Geflechte", wie SCHWABE-BRAUN (1980, S. 67) belegt. Sie konnte auf den von ihr untersuchten brachgefallenen Reutfeldern zeigen, dass Brombeerarten sich ohne Beteiligung von *C. scoparius* kaum etablieren können. Insbesondere profitieren die meist lianenartig wachsenden Brombeeren durch die Nutzung des Ginsters als „Klettergerüst" Auch die lichtdurchlässige Struktur des Ginsters (vgl. Kap. 4.2.) bietet den Brom-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

beeren im Vergleich zu anderen Gebüschen bessere Überlebensmöglichkeiten. Die „Ammenstrauchfunktion" des Ginsters ist für die stark von Wildverbiss betroffenen *Rubi* (vgl. WEBER 1985) sicher auch von Bedeutung. Jungpflanzen verschiedener Arten wurden in den verbuschten Rasengesellschaften regelmäßig gefunden.

Insgesamt sind *Rubi* in den Ginsterbeständen des Lahn-Dill-Berglands allerdings nicht sehr häufig. Aber vor allem das Artenspektrum ist interessant: Mit einer Gesamtstetigkeit von 11 % in den 220 Aufnahmen ist *Rubus rudis* die häufigste, den Ginster begleitende Brombeere und hat damit eine weitaus größere Bedeutung als die *Rubus*-Arten der *Franguletea* (vgl. Kap. 5.4.3). Diese weit verbreitete Art mit Schwerpunkt in den westlichen Mittelgebirgen gilt in Schlagfluren als Kennart des Traubenholundergebüschs (*Sambuco racemosae-Rubetum rudis* (POTT 1995, WEBER 1999)). Gleichzeitig ist sie Verbandscharakterart des *Pruno-Rubion radulae* – also der anspruchsvollen Brombeervormäntel (WEBER 1990, 1997). Sie bevorzugt nitratreiche Böden (WEBER 1995).

Zweithäufigste Art in den Ginsterbeständen ist mit 14 Funden *Rubus goniophorus*. Diese west-mitteleuropäische Regionalsippe kommt auch in angrenzenden Naturräumen des Schiefergebirges relativ häufig vor (MATZKE-HAJEK 1993, WEBER 1995). Nach MATZKE-HAJEK (1993) ist sie wärmeliebend und bezüglich der Nährstoff- und Basenversorgung relativ indifferent, während WEBER (1990, 1995) sie als Charakterart der *Pruno-Rubenion radulae* den anspruchsvollsten, kalkliebenden Brombeergebüschen zuordnet.

Rubus bifrons ist eine Brombeere, die in Mittelhessen die Nordgrenze ihres Areals erreicht (WEBER 1995). In Süddeutschland ist sie eine der häufigsten Sippen (REIF 1983) und kommt im Schwarzwald offenbar regelmäßig in Ginsterbeständen vor (SCHWABE-BRAUN 1980). Im UG wurde sie nur einmal an einer Autobahnböschung gefunden.

Die übrigen *Rubi*, es handelt sich auch hier jeweils um Einzelfunde auf Brachen, gehören zur Sectio *Corylifolii*. *R. orthostachyoides* ist in Nordwest-Hessen als „von Natur aus selten" zu betrachten (BUTTLER 1996). Dies gilt allerdings in gewissem Maße für die meisten *Corylifolii*. Im Nordwesten des Lahn-Dill-Berglands scheint die Sippe allerdings einen Verbreitungsschwerpunkt zu haben (vgl. WEBER 1985). Auch *R. hadracanthos* und *R. cuspidatus* gelten als basiphil bzw. sogar kalkliebend (WEBER 1980, 1995).

Die hier zusammengefassten Aufnahmen entwickeln sich entweder zu einem dichten Schlehengebüsch, in dem der Ginster ganz fehlt, oder zu einem eutrophen (Schwarz-) Holundergebüsch, in dem der Ginster aufgrund der Beschattung eine geringe Vitalität zeigt.

Die Hundsrose mit ihren Kleinarten *R. canina canina* und *R. canina squarrosa*, oft als Jungpflanze in den verbuschten Rasengesellschaften auftretend, ist ein steter Bestandteil der die Ginsterbestände ablösenden, dichten Schlehengebüsche (KNAPP 1970). Diese anspruchslosen Wildrosen sind aber auch in den bodensauren Gebüschen vertreten und daher nicht zur Differenzierung geeignet (vgl. TIMMERMANN & MÜLLER 1994). Dafür verdeutlichen drei basiphytische Rosen, die im UG eher selten sind, den nährstoffreichen Charakter dieser Folgegesellschaften (*Rosa obtusifolia, R. tomentosa, R. subcollina*).

Frangula alnus, von WEBER (1974, 1990, 1998) und WITTIG (1976) als Klassencharakterart der bodensauren Gebüsche (*Franguletea alni*) gewertet, ist im UG nicht zur Differenzierung der Gebüsche geeignet. Der Faulbaum kommt zwar regelmäßig im *Rubo plicati-Sarothamnetum* und der *Avenella flexuosa*-Dominanzges. vor, besiedelt aber ebenso frische, nährstoffreichere Standorte. Auf die weite ökologische Amplitude der Art weisen OBERDORFER (1992) und POTT (1995) hin.

5.5.5. Bodenfrische Wälder (Spalte 26)

In den Wäldern und Forsten des Untersuchungsgebietes spielt der Besenginster (heute) eine untergeordnete Rolle. Limitierend wirkt in den meist dichten Beständen vor allem der Lichtmangel. Trotzdem ist *C. scoparius* häufig in kleineren Beständen an Waldlichtungen oder Waldwegen in meist geringer Vitalität präsent.

In Spalte 10 wurden bereits Ginsterbestände mit dominierender *Avenella flexuosa* auf mageren forstlichen Grenzertragsstandorten dargestellt und den *Quercetalia robori-petraeae*

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

zugeordnet. Die Aufnahmen der Spalte 26 zeigen im Gegensatz dazu exemplarisch Ginsterbestände auf etwas besseren Standorten. Die Aufnahmen wurden in jeweils einem lichten Kiefern-, Fichten- und Buchen-Hainbuchenforst erhoben. Auch hier ist die Drahtschmiele in einigen Aufnahmen vertreten, erreicht aber nicht mehr die Häufigkeit und Dominanz. Differenziert werden die Aufnahmen durch eine Reihe von Frischezeigern, die jedoch alle in geringer Stetigkeit vorkommen. Zur Kennzeichnung der besseren Nährstoffverhältnisse können *Galium odoratum* und *Dryopteris carthusiana*, aber auch *Rubus rudis* und *R. gonio-phorus* herangezogen werden. Potenziell markieren die Aufnahmen den Bereich bodensaurer Buchenwälder (*Luzulo-Fagetum, Galio odorati-Fagetum*).

5.6. Einflüsse des Besenginsters auf Vegetation und Standort

5.6.1. Standörtlicher Vergleich der Rasengesellschaften

Bei der Darstellung der Sukzessionsreihen des Besenginsters wurden mit der *Avenella flexuosa*-Dominanzges., der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. und der *Arrhenatherum elatius*-Dominanzges. drei Rasengesellschaften beschrieben, die als maßgebliche Ausgangsvegetation der Verbuschung mit *C. scoparius* betrachtet werden können. Ein Vergleich standortökologischer Parameter dieser drei Rasengesellschaften zeigt, dass sich die aus der Vegetation abgeleiteten trophischen Unterschiede auch durch Nährstoffanalysen belegen lassen (Tab. 4). Die Probenahme erfolgte strikt nach der Differenzierung der Krautschicht. Unterschiede in der aktuellen Nutzung (z. B. beweidete oder brachgefallene Ausbildungen der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges.) und Nutzungsgeschichte der Flächen (Hutung, Ackerbrache, Kahlschlag, Wald) blieben bei diesem Vergleich ebenso wie der Grad der Verbuschung unberücksichtigt.

Während Besenginsterbestände in der *Avenella flexuosa*-Dominanzges. die deutlich niedrigsten Nährstoffgehalte und pH-Werte aufweisen, stehen sich die Besenginsterbestände der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. und der *Arrhenatherum elatius*-Dominanzges. standörtlich auf höherem Niveau der Nährstoffversorgung näher, wobei erstere die bereits angedeutete Zwischen- bzw. Übergangsstellung einnimmt und die Ergebnisse von GLAVAC (1983) bestätigt werden.

Tabelle 4: Differenzierung standortökologischer Parameter von Besenginsterbeständen in unterschiedlichen Rasengesellschaften.

Die Deckung des Ginsters in den Probeflächen wurde bei dieser Auswertung nicht berücksichtigt.
a, b = Werte mit unterschiedlichen Buchstaben sind signifikant verschieden ($p < 0.05$; Post-hoc-Test). GBL = Gleichgewichtsbodenlösung nach Meiwes et al. (1984).

Parameter	*Avenella flexuosa*-Dominanz-Ges. $\bar{x}$	*Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. auf Brachen $\bar{x}$	*Arrhenatherum elatius* Dominanz-Ges. $\bar{x}$	*P*-Wert (ANOVA)
n	*19*	*15*	*12*	
pH_{CaCl2}	3,9 [a]	4,2 [b]	4,1	< 0,05
P_{CAL} mg/100g	0,9	1,5	1,9	n.s.
K_{CAL} mg/100g	3,8 [a]	7,5 [b]	7,2 [b]	< 0,001
C_t / N_t	11,5	9,7	10,5	< 0,01
n	*15*	*12*	*10*	
K mg/l $_{GBL}$	3,9 [a]	7,2 [b]	6,4	< 0,01
Ca mg/l $_{GBL}$	7,3 [a]	12,6 [b]	15,4	< 0,001
N_{min} mg/l $_{GBL}$	6,2	9,7	12,1	< 0,05

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

5.6.2. Veränderung der Krautschicht bei Verbuschung mit Besenginster

Die Veränderungen, die durch den Besenginster in der Struktur der Vegetation hervorgerufen werden, können durch einen Vergleich struktureller Parameter und deren Ausbildung in lückigen und dichten Beständen beurteilt werden (Tab. 5).

Es lässt sich nachweisen, dass der Besenginster deutliche Auswirkungen auf die Krautschicht hat. Ihr Deckungsgrad ist in verbuschten Beständen reduziert, während der Anteil der Moose steigt. Daran sind vor allem die in Kap. 5.3 genannten Kryptogamen beteiligt, die im Schatten dichter Ginstergebüsche z.T. sehr mächtige Polster ausbilden. Diese sind phänologisch vor allem im Winter sehr prägend und bilden ein wesentliches Strukturelement der Ginsterbestände. Strukturelle Veränderungen äußern sich auch in einer reduzierten Evenness der dichten Bestände. Bemerkenswerterweise bleibt die Artenzahl aber konstant. Eine deutlich höhere mittlere Nährstoff-Zahl sowie ein höherer Anteil an Nährstoffzeigern und Frischezeigern bei einem gleichzeitig geringeren Anteil der Magerkeitszeiger in dichten Beständen verdeutlicht, dass es durch die Verbuschung zu einem Artenaustausch in den Beständen kommt.

Tabelle 5: Unterschiede vegetationsstruktureller Parameter in dichten und lückigen Besenginsterbeständen.

S = Deckung der Strauchschicht des Ginsters.
1 = mittlere, ungewichtete Nährstoff- (N), Reaktions- (R), Feuchte- (F) und Licht-Zahl (L) nach ELLENBERG et al. (1992).
2 = Anteil der ökologischen Gruppen an der Artenzahl nach folgender Einteilung: Frische-Zeiger: F-Zahl 5-9; Nährstoff-Zeiger: N-Zahl 5-9; Magerkeits-Zeiger: N-Zahl 1-4.
3 = Signifikanzniveau nach Mann & Whitney U-Test.

Parameter	lückig Deck. S < 50 % *Median*	dicht Deck. S > 50 % *Median*	*P*-Wert[3]
n	*97*	*101*	
Artenzahl	17	16	n.s.
Evenness	52	48	< 0,01
Deck. Krautschicht (%)	90	60	< 0,001
Deck. Moosschicht (%)	20	50	< 0,001
m N [1]	4,5	4,8	< 0,05
m R [1]	4,6	4,7	n.s.
m F [1]	4,7	4,7	n.s.
m L [1]	7,0	7,0	n.s.
Nährstoff-Zeiger [2]	21,4	29,4	< 0,05
Magerkeits-Zeiger [2]	33,3	28,6	< 0,05
Frische-Zeiger [2]	38,9	45,5	< 0,05

[2] SCHWABE et al. (1989) werteten das Vorkommen von *G. tetrahit* in Ginsterbeständen nährstoffarmer Kahlschläge und Borstgrasrasen als Indiz für die regional abweichende Gültigkeit der Ellenberg'schen Zeigerwerte. Das hier vorliegende Datenmaterial (Tab. 3) bestätigt jedoch einen Schwerpunkt von *G. tetrahit* in der nährstoffreicheren *Festuca rubra-Agrostis tenuis-* und der *Arrhenatherum*-Gesellschaft, während er in der offenen *Avenella flexuosa*-Dominanzgesellschaft nur selten, im Zusammenhang mit dem Ginster aber regelmäßig vorkommt. Dass er hier auftritt, ist somit nicht als eine zu hohe Einschätzung des Zeigerwertes zu werten, sondern wahrscheinlicher auf den standortverändernden Einfluss des Ginsters bezüglich der Nährstoffversorgung zurückzuführen. Die hohe Stetigkeit der Art in den Ginstergebüschen aller Rasengesellschaften und ihre scheinbar enge Bindung an den Ginster erlauben es, von einer direkten Förderung der Art durch *C. scoparius* auszugehen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Aufgrund des heterogenen Artenbestandes der untersuchten Ginsterbestände (hohe Gesamtartenzahl bei geringen Stetigkeiten; Kap. 5.3) ist es schwierig, diesen Artenaustausch differenziert zu belegen. Es lassen sich jedoch einige Mechanismen aufzeigen, durch die der Ginster offensichtlich auf die Artenzusammensetzung einwirkt:

1. Schaffung von Keimungsbedingungen
   Auf die Bedeutung der Moospolster unter den Ginsterbeständen für die Keimung von Gehölzen wurde bereits in Kap. 5.5.3.2 eingegangen. Dichte Moosrasen sind allerdings nicht immer ausgebildet, sondern in vielen Fällen ist der Boden unter den Sträuchern auch nur mit vegetationsarmer Streu bedeckt. Es konnte beobachtet werden, dass diese Streu ein gutes Keimbett für viele Arten darstellt. Insbesondere Nitrophyten mit ruderaler Strategie scheinen von diesem Mikrostandort zu profitieren (*Galeopsis tetrahit*[2], *Digitalis purpurea*, *Epilobium angustifolium, Senecio sylvaticus* und *Galium aparine*). In den offenen Bereichen der Rasengesellschaften sind diese Arten kaum anzutreffen.
2. Kletterhilfe
   Neben den Brombeeren (Kap. 5.5.4) profitieren auch spreizklimmende, rankende und windende Kräuter von der lichtdurchlässigen Struktur des Besenginsters, indem sie den Strauch als Kletterhilfe verwenden und so in den verbuschenden Rasengesellschaften einen deutlichen Standortvorteil erhalten (vgl. WILMANNS 1983). Zu nennen wären: *Galium album, G. aparine, G. verum, Vicia angustifolia, V. hirsuta, V. tetrasperma, Convolvulus arvensis.*
3. Stickstoffangebot
   In verbuschenden Beständen der nährstoffarmen *Avenella flexuosa* Dominanzges. schaffen es (neben den unter Punkt 1 aufgeführten Nitrophyten) auch meso- und nitrophytische Grünlandarten wie *Arrhenatherum elatius, Dactylis glomerata* und *Galium album* sich anzusiedeln (vgl. Tab. 3). In offenen Bereichen der Drahtschmielenbestände fehlen diese.
   In der brachgefallenen und verbuschten *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. sind solche nitrophytischen Grünlandarten im Vergleich zu unverbuschten Beständen der Gesellschaft geradezu häufig. Hier kann *Arrhenatherum elatius* höhere Deckungsgrade erreichen und mit *Heracleum sphondylium* und *Anthriscus sylvestris* kommen auch andere Charakterarten der nährstoffreichen Glatthaferwiesen hinzu. Andere Obergräser wie *Dactylis glomerata* und *Alopecurus pratensis* profitieren als Frischezeiger vom ausgeglicheneren Mikroklima. Mit zunehmender Deckung des Ginsters in der Optimalphase verlieren die lichtliebenden Grünlandpflanzen durch die stärkere Beschattung wieder an Konkurrenzkraft. Deckung und Stetigkeit fallen deshalb bei einigen dieser Arten in der Optimalphase wieder ab.
   Innerhalb der verbuschten Glatthafer-Gesellschaft sorgen dagegen nitrophytische und ausdauernde Ruderalarten wie *Urtica dioica* und *Cirsium arvense* mit anderen nitrophytischen Hochstauden für wechselnde Aspekte. Diese treten in den verbuschten Beständen der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. vergleichsweise selten auf.

Die Hinweise auf eine Ausbreitung von Nitrophyten in allen drei verbuschenden Rasengesellschaften lassen sich durch einen N-Zeigerwertvergleich der vier differenzierten Entwicklungsphasen verdeutlichen (Abb. 5). In allen drei Rasengesellschaften – deren unterschiedliche standörtlichen Niveaus ebenfalls durch die Zeigerwerte ausgedrückt werden – steigen bei zunehmender Verbuschung in der Optimal- (O) und der dichten Degenerationsphase (OD) die N-Zahlen im Vergleich zu den leicht verbuschten Sukzessionsstadien (Aufwuchsphase) an. Nach dem Absterben des Ginsters bleibt die N-Zahl in den wieder lichter gewordenen Beständen der lückigen Degenerationsphase (D) auf einem deutlich höheren Niveau, als in der Ausgangsgesellschaft. Hieraus lässt sich zunächst ableiten, dass der Ginster einen möglicherweise nachhaltigen Einfluss auf den Standort genommen hat.

Ähnliches lässt sich in der *Avenella flexuosa*-Dominanzges. und der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. auch für die R-Zahlen feststellen (Tab. 3).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

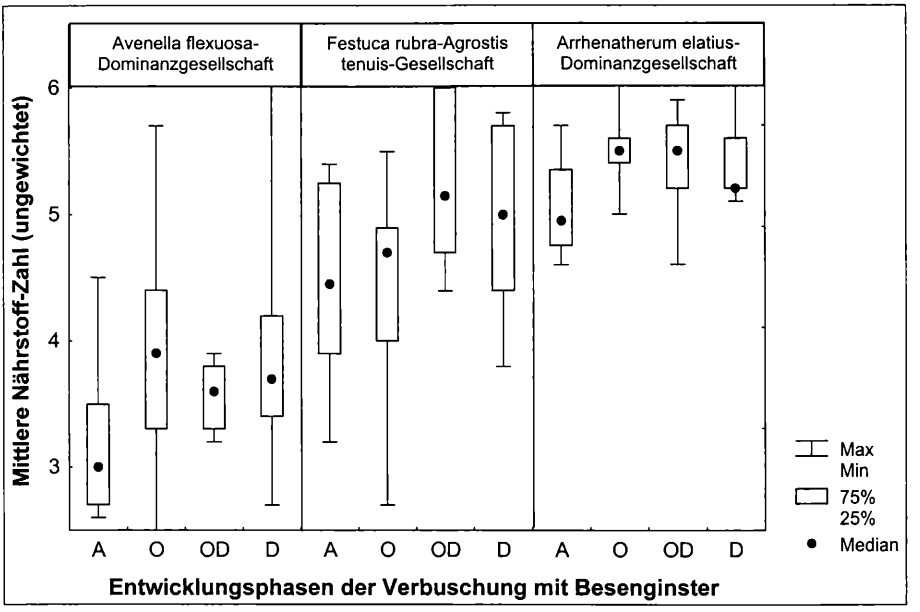


Abb. 5: Einfluss der Verbuschung mit Besenginster auf die mittlere Nährstoff-Zahl in verschiedenen Rasengesellschaften.
A = Aufwuchsphase (Ginster vital; Deckung < 50 %)
O = Optimalphase (Ginster vital; Deckung > 50 %)
OD = dichte Degenerationsphase (Ginster absterbend; Deckung > 50 %)
D = lückige Degenerationsphase (Ginster absterbend oder abgestorben; Deckung < 50 %)
Zur jeweils in die Berechnung eingegangenen Aufnahmezahl siehe Tab. 3.

5.6.3. Bodenchemische Veränderungen bei Verbuschung mit Besenginster

Ein Vergleich lückiger und dichter Bestände zeigt einen deutlichen Einfluss des Besenginsters auf die Zusammensetzung der Bodenlösung (Tab. 6). In dichten Ginstergebüschen sind die Gehalte (mg/l_{GBL}) an Mineralstickstoff, Calcium und Magnesium im Vergleich zu lückigen Beständen erhöht.

Tabelle 6: Unterschiede in der Gleichgewichtsbodenlösung lückiger und dichter Ginsterbestände.

S = Deckung Strauchschicht des Besenginsters.
1 = Korrelation der Deckung (%) von *C. scoparius* mit den jeweiligen Parametern.
Signifikanzniveaus der Spearman-Rangkorrelation sind durch Sternchen markiert:
* = $p < 0,05$, *** = $p < 0,001$.
2 = Signifikanzunterschiede nach Mann & Whitney U-Test.
GBL = Gleichgewichtsbodenlösung nach MEIWES et al. (1984).

Parameter	lückig Deck. S < 50 % *Median*	dicht Deck. S > 50 % *Median*	*P*-Wert[2]	Spearman-R [1]
n	*40*	*23*		
N_{min} mg/l $_{GBL}$	7,1	14,3	< 0,001	0,66***
Mg mg/l $_{GBL}$	2,4	3,1	< 0,05	0,46***
Ca mg/l $_{GBL}$	12,2	15,0	n.s.	0,27*

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Alle drei Nährstoffe korrelieren in ihren Gehalten in der Bodenlösung des Oberbodens positiv mit der Deckung der Strauchschicht. Eine Zuordnung der einzelnen Proben zu den jeweiligen Vegetationseinheiten zeigt, dass die positiven Beziehungen zwischen den Nährstoffgehalten und der Deckung der Strauchschicht in allen drei standörtlich differenzierten Rasengesellschaften gegeben sind (Abb. 6).

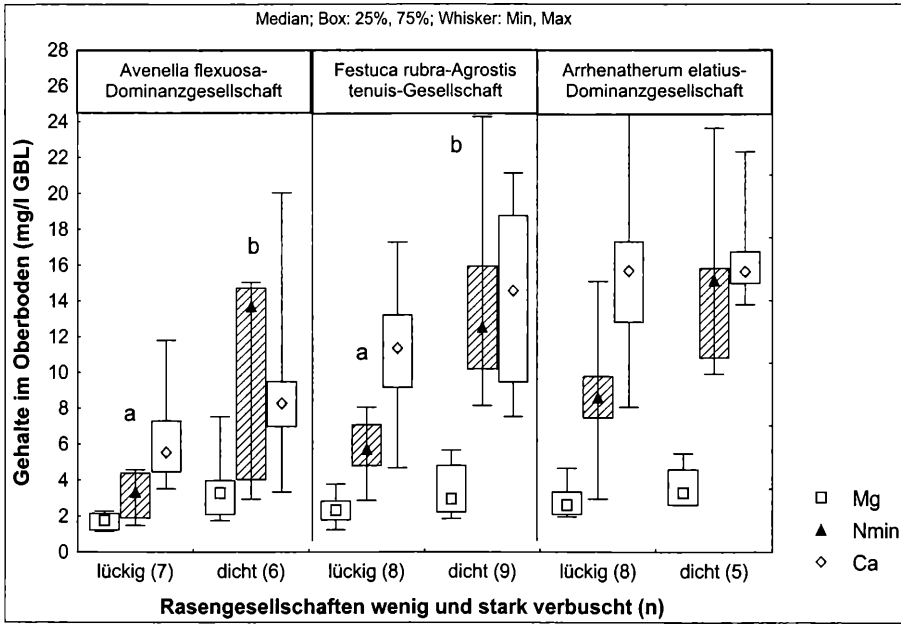


Abb. 6: Mg, N_{min} und Ca-Gehalte der Gleichgewichtsbodenlösung in unterschiedlich stark mit Besenginster verbuschten Rasengesellschaften (verändert nach: SIMMERING et al. (2000).
GBL = Gleichgewichtsbodenlösung nach MEIWES et al. (1984).
Ungleiche Buchstaben indizieren signifikante Unterschiede nach zweifaktorieller ANOVA mit nachgeschaltetem Post hoc-Test.
Für N_{min} und Mg lässt sich in einer zweifaktoriellen ANOVA ein deutlicher Effekt des Faktors Verbuschung nachweisen (Nmin: F = 31,26; P = 2,3x10-6; Mg: F = 11,41; P = 0,002).
Hinsichtlich des N_{min}-Gehaltes kann in der *Avenella flexuosa*-Dominanzgesellschaft und der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Gesellschaft auch im multiplen Mittelwertvergleich (post hoc-Test) noch ein signifikanter Unterschied zwischen lückigen und dichten Beständen nachgewiesen werden (P<0,05) (indiziert durch ungleiche Buchstaben).

5.7. Syndynamik der Besenginsterbestände

Durch den floristischen und strukturellen Vergleich in der Sukzession unterschiedlich weit fortgeschrittener, oft nebeneinander liegender Flächen konnte bei der Darstellung der Vegetationseinheiten auf die zeitliche Abfolge der sekundären Sukzession von Besenginstergebüschen des Lahn-Dill-Berglands geschlossen werden. Auf diese Weise wurden zwei Sukzessionsreihen mit jeweils unterschiedlichen „fakultativen Zwischenstadien" ausgewiesen. Die syndynamischen Beziehungen der dargestellten Vegetationseinheiten lassen sich in einem Schema aggregieren (Abb. 7).

An stark bodensauren Standorten wird der Ginster von der *Avenella flexuosa*-Dominanzges. begleitet. Die häufigsten Vorkommen dieses Vegetationskomplexes aus Rasengesellschaft und Ginstergebüsch liegen vor allem auf brachgefallenen Hutungen. Er kann sich aber auch auf Ackerbrachen und in bodensauren Wäldern und auf Kahlschlägen entwickeln. Auf lückigen Mikrostandorten kann sich der Ginster in den vergrasten Beständen direkt durch Ansamung oder aus der Diasporenbank heraus etablieren.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

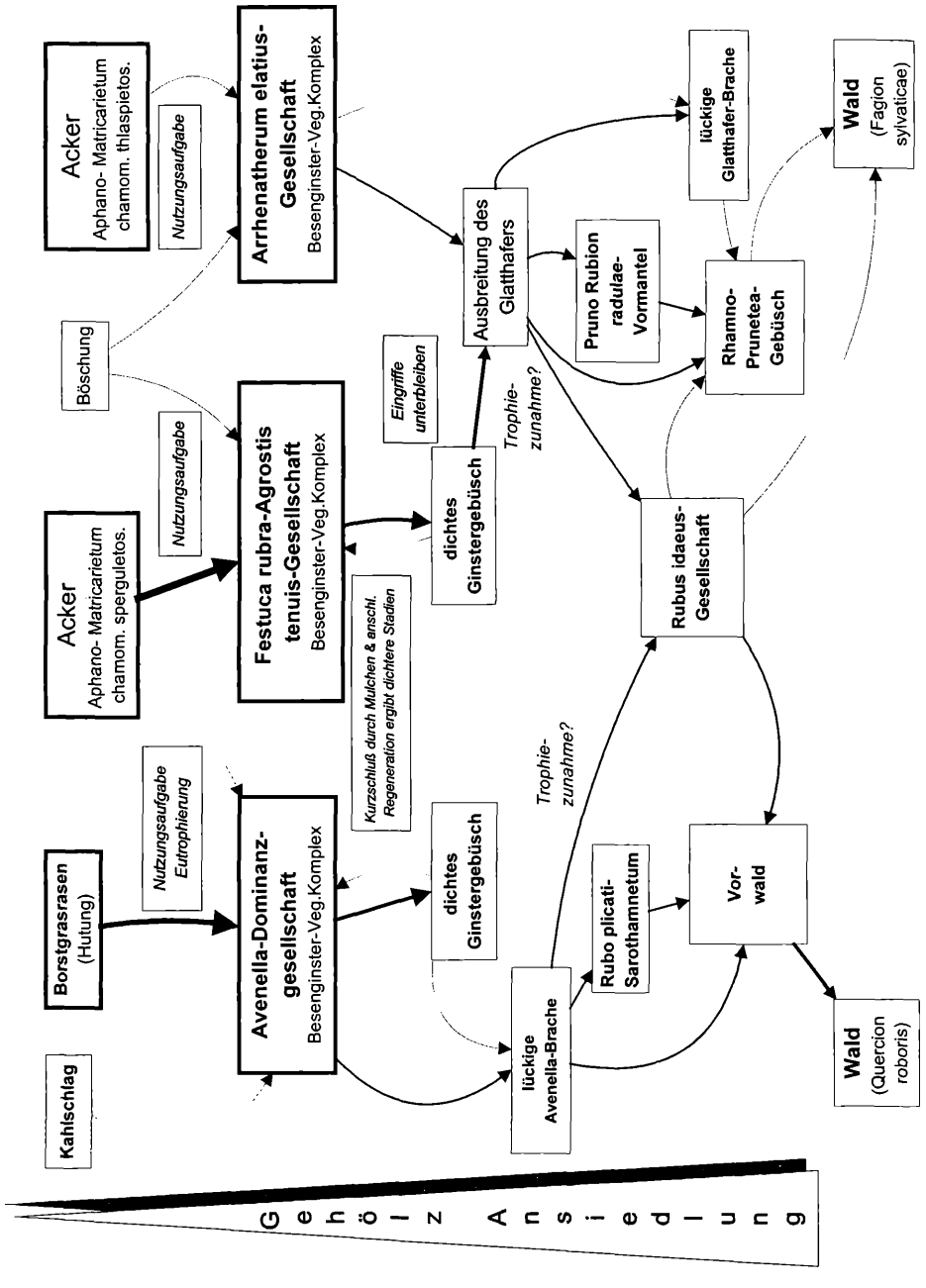


Abb. 7: Sukzessionsschema zu den Besenginsterbeständen des Lahn-Dill-Berglands. Erläuterungen im Text.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die am besten mit Stickstoff und Basen versorgten Ginsterstandorte des UG weisen eine hohe Deckung von *Arrhenatherum elatius* auf. Sehr wahrscheinlich gingen diese zum geringen Teil aus schwach gedüngten Äckern basenreicherer Standorte hervor, die seit den sechziger Jahren des 20. Jahrhunderts brachgefallen sind. Nach WALDHARDT et al. (1999) ist davon auszugehen, dass die ehemalige Ackerunkrautvegetation dieser Standorte einem *Aphano-Matricarietum thlaspietosum* entsprach.

Die häufigste Kontaktgesellschaft des Besenginsters im UG ist allerdings die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges., die standörtlich zwischen den beiden vorgenannten Gesellschaften steht, aber eine engere Beziehung zur *Arrhenatherum elatius*-Dominanzges. aufweist. Auch sie ist in vielen Fällen aus Ackerbrachen hervorgegangen. Als korrespondierende Vegetationseinheit solcher Äcker ist das *Aphano-Matricarietum scleranthetosum* zu sehen (WALDHARDT et al. 1999).

Die gelegentliche Mahd oder Beweidung dieser stabilen Magerrasen-Gesellschaft fördert den Ginster, da er dann mit einem verstärkten Neuaustrieb reagiert. Die Regeneration des Ginsters profitiert auch von Pflegemaßnahmen wie gelegentlichem Abhacken oder Mulchen der Sträucher. Innerhalb weniger Jahre können danach wieder sehr dichte, vieltriebige Bestände entstehen, wie sie ohne „Rückschnitt" bei baldiger „Vergreisung" der Sträucher nicht zu erwarten sind. In der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. (und in gewissem Maße auch in der *Avenella flexuosa*-Dominanzges.) wird so durch Eingriffe ein „Kurzschluss" in der Sukzession herbeigeführt. Die Sekundärsukzession der Brachen wird aufgehalten und das Gebüschstadium künstlich verlängert. Wenn die Pflegemaßnahmen in der verbuschenden *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. unterbleiben und der Ginster auf natürliche Weise altert, kann sich in diesen lückigeren Beständen vermutlich der Glatthafer verstärkt ausbreiten (siehe Diskussion Kap. 6.1.). Während diese Stickstoffanreicherung vermutlich ausreichend ist, um die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. in einen standörtlich und floristisch nahe stehenden Glatthafer-Dominanzbestand zu transformieren, kommen in der *Avenella flexuosa*-Dominanzges. möglicherweise andere limitierende Faktoren (pH-Wert, Phosphormangel, Wasser etc.) zum Tragen, die die Entwicklung einer nitrophytischen Vegetation verhindern.

Glatthaferbestände mit abgestorbenem Ginster stellen ein anscheinend langlebiges Stadium dar. Durch den Lichtmangel in den hochgrasigen Beständen wird die Gehölzansiedlung behindert. Auf vielen etwa 50 Jahre alten Brachen ist – nicht zuletzt wegen der gelegentlichen Eingriffe – bis heute keine wirklich weitergehende Sukzession zu beobachten. Vorwaldstadien und „echte Gebüsche" sind relativ selten ausgebildet.

Eine – wenn auch geringfügige – Gehölzansiedlung erfolgt in den Ginsterbeständen aber in jeder Entwicklungsphase. Welche der hier differenzierten „fakultativen Zwischenstadien" sich in der mehrgleisig verlaufenden Sukzession kleinräumig in den verbuschten Rasengesellschaften entwickeln, ist sicherlich in gewissem Maße vom Zufall abhängig. Die Gehölzetablierung von anemochor und barochor verbreiteten Arten wird durch die waldnahe Lage der meisten Bestände begünstigt. Zoochor verbreitete Arten profitieren von der Nutzung des Ginsters durch Vögel und Wildtiere als Rast-, Lager- und Nistplatz (vgl. FICKELER 1958, WINK 1975). Gleichwohl hat der Ginster einen entscheidenden Einfluss auf die Etablierung der Gehölze (vgl. Kap. 5.5.3.2, Kap. 6.3). Außerdem ist auch hier eine standörtliche Differenzierung der nachfolgenden Stadien festzustellen. So entwickelt sich das Ginstergebüsch in der *Avenella flexuosa*-Dominanzges. über einen bodensauren Vorwald letztendlich zu einem acidophytischen Traubeneichenwald. Als fakultatives Zwischenstadium können Brombeer-Vormäntel mit acidophytischen *Rubus*-Arten (*Rubo plicati-Sarothamnetum*) entstehen.

An allen Ginsterstandorten kann sich die beschriebene langlebige *Rubus idaeus*-Ges. als Folgegesellschaft entwickeln. Eine Förderung der Etablierung der nitrophytischen Himbeere durch die bodenverbessernde Wirkung des Ginsters ist besonders auf den trockenen und nährstoffarmen Wuchsorten der *Avenella flexuosa*-Dominanzges. wahrscheinlich.

Ginsterbestände in den besser versorgten *Festuca rubra-Agrostis tenuis*- und *Arrhenatherum elatius*-Gesellschaften bieten außerdem basiphytischen Brombeeren geeignete Nischen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Syntaxonomisch sind diese Vormäntel dem *Pruno-Rubion radulae* oder den *Sambuco racemosae-Salicion capreae* zuzuordnen. Abgelöst werden sie durch Holunder- oder Schlehen-Rosen-Gebüsche. Schlehen wandern oft seitlich in die Ginsterbestände ein. Diese bilden die bekannten Dauerstadien aus (DIERSCHKE 1994). Die Etablierung von Eichen und Eberesche in lückigeren Beständen deutet bereits die zu erwartende Entwicklung zum Vorwald und schließlich zum Wald an. Aufgrund der besseren Standortbedingungen der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. und *Arrhenatherum elatius*-Dominanzges. ist letztendlich die Entwicklung zu Wäldern des *Luzulo-Fagion* bzw. des *Fagion sylvaticae* zu erwarten.

6. Diskussion

6.1. Entwicklung der *Arrhenatherum elatius*-Dominanzgesellschaft auf ursprünglich nährstoffarmen Ginsterbrachen

Syndynamisch wirft die Existenz der Glatthafer-Dominanzbestände auf Ginsterbrachen einige Fragen auf. Es gilt zu analysieren, welche Faktoren bestimmend sind, dass bei nicht erkennbaren standörtlichen Unterschieden auf engem Raum oft eine typische, magere *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. ohne Glatthafer neben einer mesophytischen Glatthafer-Dominanzges. ausgebildet ist. Eine kleinräumig bessere Wasserversorgung erscheint unwahrscheinlich. Nach GLAVAC & RAUS (1982) benötigen die Bestände der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. auf mittleren Standorten zu ihrer langfristigen Erhaltung das gelegentliche Mulchen, Mähen oder eine extensive Beweidung (vgl. GLAVAC 1983). Diese auch an den meisten Ginsterstandorten durchgeführten Pflegeeingriffe führen auf verbuschten Flächen durch den Neuaustrieb des Ginsters zu einer deutlich ausgeprägten Optimalphase mit sehr hoher Deckung. Optimalphasen mit vergleichbarer Vitalität, die sich vermutlich nur nach dem Mulchen ergeben, wurden im Kontakt mit der Glatthafer-Gesellschaft kaum gefunden. Die *Arrhenatherum elatius*-Dominanzges. hingegen ist oft an Standorten ausgebildet, die offensichtlich seit vielen Jahren unbeeinflusst blieben. Sie tritt daher gehäuft in inneren Bereichen der verbuschten Ackerbrachen auf, während offene Randbereiche – an genutzte Flächen angrenzend und gelegentlich mitgenutzt – verbrachte *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Stadien aufweisen.

In den ungenutzten Glatthaferflächen ist der Ginster (ohne die periodische Verjüngung) dem natürlichen Alterungsprozess ausgesetzt und erreicht nur mitteldichte Bestände. Wie aber kann das typische Wiesengras *Arrhenatherum elatius* an gänzlich unbeeinflussten Stellen im Verbund mit längst abgestorbenen Ginstersträuchern Dominanzbestände aufbauen? Für die wenigen, großflächig ausgebildeten Glatthaferbestände auf Ginsterbrachen kann unter Umständen von einer Entwicklung auf stärker gedüngten Äckern ausgegangen werden. Die viel häufigeren, kleinflächigen Glatthafer-Dominanzbestände auf nährstoffarmen Brachen inmitten einer als *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. zu bezeichnenden Vegetation sind damit jedoch nicht erklärbar.

Es konnte gezeigt werden (Kap. 5.6.2), dass der Glatthafer eine der Arten ist, die in der verbuschenden *Avenella flexuosa*-Dominanzges. und *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. im Saum des Ginsters teilweise gehäuft auftreten. Nicht zuletzt aufgrund der in Kap. 5.6 dargestellten Ergebnisse ist es somit wahrscheinlich, dass eine verbuschte *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. über die nährstoffanreichernde Wirkung des Ginsters im Laufe der Sukzession in einen vom Glatthafer dominierten Bestand überführt wird. Dies ist scheinbar besonders dann der Fall, wenn die Ginsterbestände nicht mehr gemulcht oder gemäht werden. Die dichten Optimalphasen bleiben dann aus und in den lichter werdenden Beständen kann der heliophytische Glatthafer sich ausbreiten und die artenarmen Ausbildungen der *Arrrhenatherum elatius*-Dominanzges. in der lückigen Degenerationsphase etablieren (vgl. Abb. 7). Die Ausbreitung des Glatthafers bedeutet für die Entwicklung der Ginsterbrachen somit einen deutlichen Arten- und Strukturverlust pro Flächeneinheit (siehe Kap. 5.5.2). Durch gelegentliche Eingriffe, wie sie auch heute oft praktiziert werden, lässt sich dieser Prozess aufhalten. Für die Übergänge der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. ohne Glatthafer zu

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Glatthafer-dominierten Magerwiesen diskutieren und belegen auch GLAVAC & RAUS (1982) und GLAVAC (1983) einen Gradienten in der allmählichen Zunahme pflanzenverfügbarer Nährstoffe. KLAPP & OPITZ (1990, S. 186) erwähnen eine Förderung des Glatthafers „im Schutz von stickstoffsammelnden Besenginstergebüschen"

6.2. Bedeutung der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Gesellschaft als Ausgangsvegetation der Ginsterbestände

Die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. wird von uns als mit den Ginsterbrachen standörtlich korrespondierende Grünlandvegetation angesehen (vgl. WALDHARDT et al. 1999). Ihre Bestände stellen die häufigste Ausgangsvegetation der mit Besenginster verbuschenden Flächen dar. Da diese Gesellschaft aus pflanzensoziologischer Sicht aber umstritten ist, soll ihre Bedeutung für das UG in einem kurzen Überblick diskutiert werden.

Die Entwicklung der Vegetation eines aufgelassenen Ackers zur *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. mit Besenginster zeigen die Tabellen von KNAPP (1979). REIF (1983) erwähnt Besenginstergebüsche im Spessart, die sich auf brachgefallenen Äckern mit Rotschwingel-Rotstraußgraswiesen entwickelt haben. Nach DIERSCHKE (1997) wächst die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. auf frischen, nährstoffarmen Böden unterschiedlicher Gründigkeit. Insgesamt ist eine Durchmischung von *Calluno-Ulicetea*-Arten einerseits und *Festuco-Brometea-* sowie *Molino-Arrhenatheretea*-Arten andererseits bezeichnend für die Gesellschaft. GLAVAC (1983) untersuchte den Nährstoffhaushalt der Gesellschaft in Nordhessen und zeigt in Übereinstimmung mit unseren Ergebnissen (Kap. 5.6.1), dass sie den trophischen Übergangsbereich zwischen dem bodensauren *Polygalo-Nardetum* und dem *Arrhenatheretum* einnimmt.

Obwohl nach KLAPP (1965, S. 207) ein „undankbares Objekt der Vegetationskunde" darstellend, ist die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. „als eine grünlandökologische Realität seit langem bekannt" (GLAVAC 1983, S. 405). Nach ELLENBERG (1996) nimmt sie in manchen Mittelgebirgen größere Flächen ungedüngten Grünlandes ein als Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen zusammen. Sie wird aber bis heute in ihrer Eigenständigkeit aufgrund des Fehlens eigener Kenn- und Trennarten z.T. häufig nicht anerkannt und fehlt in vielen pflanzensoziologischen Übersichtswerken zur (Grünland-)Vegetation (vgl. NOWAK 1992, OBERDORFER 1993b, POTT 1995). Beschreibungen der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. sind daher relativ selten. Ein Tabellenvergleich zeigt jedoch, dass streng der Charakterartenlehre folgende Autoren solche Bestände als trennartenlose Ausbildung des *Arrhenatheretum elatioris* auffassen (z. B. NOWAK 1990, 1992, OBERDORFER 1993b). Den Aufnahmen dieser Autoren ist eine in allen Fällen im Vergleich zu echten Glatthaferwiesen stark reduzierte Stetigkeit und eine durchschnittliche Deckung des Glatthafers von meistens nur + bis 1 gemeinsam.

Im Lahn-Dill-Bergland ist die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. als landschaftstypische Gesellschaft extensiv genutzten Grünlands südexponierter, trocken bis frischer Standorte anzusehen. Bei extensiver Beweidung hält die Gesellschaft sich auf ehemaligem Ackerland seit 50–60 Jahren (vgl. WALDHARDT et al. 1999, 2000, SUBM.).

GLAVAC (1983) sieht in dieser Gesellschaft eine „relikte Zentralassoziation" des vorindustriellen Grünlandes, die die vegetationsgeschichtliche Ausgangsbasis für die in historischer Zeit durch Übernutzung entstandenen Borstgrasrasen und die in neuerer Zeit erst durch Düngung etablierten Glatthaferwiesen gewesen sei. Damit nehme die Gesellschaft im ungedüngten Grünland den syntaxonomisch bisher nicht erfassten standörtlichen Übergangsbereich zwischen *Molinion, Violion* und *Bromion* ein (vgl. Ökogramme der ungedüngten Wiesengesellschaften bei ELLENBERG 1996, S. 787 und GLAVAC 1996, S. 186). Im heute seltenen ungedüngten Grünland stelle sie somit ein kultur- und vegetationshistorisches Relikt dar. BERGMEIER (1987) bestätigt GLAVAC (1983) zwar darin, dass die Gesellschaft in vorindustrieller Zeit weit verbreitet gewesen sein muss. Dies sei aber in erster Linie auf die historischen Landbewirtschaftungssysteme mit regelmäßigen Nutzungswechseln von Acker zu Weide (Trieschwirtschaft) zurückzuführen. Die Bedeutung der Gesell-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

schaft als „Zentralassoziation vorindustriellen, ungedüngten Grünlands" zweifelt er angesichts heute verbreiteter, ungedüngter Arrhenathereten an. Mit dieser Kritik berücksichtigt BERGMEIER (1987) allerdings nicht, dass der Glatthafer vermutlich erst im Mittelalter nach Deutschland eingeführt wurde (ELLENBERG 1996 (S. 825), vgl. KNÖRZER 1996, STIKA 1996). Dass Arrhenathereten ungedüngter Standorte bereits in vorindustrieller Zeit existierten, ist somit unwahrscheinlich, da der Glatthafer erst durch die moderne Wiesennutzung seine heutige Bedeutung in der Landschaft erfuhr.

Die *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. wird deshalb auch von uns im UG als zentrale, natürliche Ersatzgesellschaft des *Luzulo-Fagion* angesehen (siehe auch DIERSCHKE 1997). Die Tatsache, dass die Gesellschaft sich auf schwach gedüngten, ehemaligen Äckern – also auf nachhaltig relativ wenig veränderten Standorten – wieder etabliert (vgl. BERGMEIER 1987), ist nicht als Widerspruch zu der These von GLAVAC (1983) zu sehen, sondern zeigt die Stabilität der Gesellschaft (bzw. ihre Elastizität nach KREEB 1983), die für eine Zentralassoziation vorauszusetzen ist (DIERSCHKE 1981, 1988).

Unter verschiedener Nutzung der heutigen Bestände der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. besteht zwar eine geringfügige Variabilität im Arteninventar, die in Kap. 5.5.1 beschriebene Phänologie der Gesellschaft bleibt aber im wesentlichen gleich. Bei stärkerer Beweidung entwickeln sich die Bestände zum *Festuco-Cynosuretum*, bei erhöhter Mahdfrequenz zum *Arrhenatheretum* (BERGMEIER 1987). KROPACOVA (1961) stellt die weite ökologische Amplitude der Gesellschaft und ihre überregionale Bedeutung dar.

6.3. Entwicklung von echten Gebüschen und Vormänteln aus Ginsterbeständen

Mit der Etablierung anderer Gehölze in mit Ginster verbuschten Rasengesellschaften wird eine neue Stufe in der Sukzession erreicht. Die (ohne die oben angeführte periodische Verjüngung) relativ kurzlebigen Ginsterbestände wandeln sich damit unter Umständen auf Dauer in „echte" flächenhafte Gehölze. Ein qualitativer Unterschied entsteht durch die morphologische und ökologische Konstitution der aufkommenden Gehölze. Eine Ansamung von echten Pioniergehölzen (*Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*, *Salix caprea* und auch *Quercus* sp.) führt zur baldigen Entwicklung von Vorwald- bzw. Pionierwaldstadien.

Der Ginster ist auf alten Brachen häufig Schlehengebüschen – die in die Rasengesellschafts-Ginstergebüsch-Komplexe eindringen – als Vormantel vorgelagert. Für die Sukzession auf Brachen bedeutet die Ausbreitung solcher artenarmen Schlehengebüsche aufgrund ihrer Langlebigkeit ein vorläufiges, stabiles Dauerstadium. Eine Ansiedlung von Bäumen in den Zentren der Schlehengebüsche, die nach dem klassischen Polykormon-Sukzessionsmodell von HARD (1975) zu erwarten wäre, kann bislang auf den Ackerbrachen des Untersuchungsgebiets kaum beobachtet werden. Häufiger sind stabile, monotypische Schlehenbestände mit vereinzelten Rosen- und Weißdornsträuchern.

Isoliert davon zu betrachten ist die Etablierung der dargestellten Brombeergebüsche. *Rubi* sind aufgrund ihrer Lebensform (Hemi-Nanophanerophyten) deutlich von den echten Phanerophyten zu unterscheiden (WEBER 1981). Die heliophytischen *Rubi* können in echten, dichten Hecken nicht überleben und sind daher an die Außengrenzen eines Gebüschs gebunden, dem sie „davonwachsen" können. Diese strukturelle und ökologische Andersartigkeit führte dazu, die „Brombeer-Vormäntel" syntaxonomisch von den echten Gebüschen zu trennen (WEBER 1974, 1980, 1990, 1999). Die Ansiedlung von *Rubi* in Ginsterbeständen stellt syndynamisch betrachtet aber kein höheres Niveau der Vegetationsentwicklung in Richtung Dauer- oder Klimaxstadium dar. Im Gegensatz zu der dargestellten *Rubus idaeus*-Ges. bilden Brombeer-Ginstergebüsche aufgrund der schwächer ausgebildeten Polykormonbildung selbst auch kein Dauerstadium, sondern beide Arten werden gemeinsam verdrängt.

Entgegen den Ergebnissen anderer Autoren (SCHWABE-BRAUN 1980, WEBER 1987) haben Brombeer-Ginstergebüsche im Untersuchungsgebiet nur eine geringe Bedeutung. Insgesamt wurden nur 25 solcher Bestände – immer nur sehr kleinflächig ausgebildet – gefunden. In diesen kamen 10 Brombeer-Arten und die Kratzbeere vor. Von den 55 bis 60 *Rubus*-Arten, die indigen in Nordwest-Hessen vorkommen (vgl. BUTTLER 1996), ist im UG

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

damit nur ein kleiner Teil der Sippen in der Lage, die Standorte des Ginsters zu besiedeln. Das Vorkommen anspruchsvoller *Rubi* in den untersuchten Besenginsterbeständen wirft grundlegende syntaxonomische Fragen auf (siehe Kap. 6.4). Ökologisch betrachtet stellt sich diese Tatsache als interessantes Indiz für die mutmaßlich vom Ginster verursachte Standortveränderung dar. So ist es zumindest denkbar, dass Sippen, die im Lahn-Dill-Bergland aus arealgeographischen und edaphischen Gründen z.T. relativ selten sind (WEBER 1995), durch den Ginster eine kleinsträumige Nische erhalten, die dieser durch Basen- und Stickstoffanreicherung bereitstellt.

6.4. Gedanken zur Syntaxonomie der Besenginstergebüsche

Die Einordnung der Ginsterbestände in das pflanzensoziologische System ist bis in die jüngste Vergangenheit umstritten. OBERDORFER (1992) stellt die dichten Ginsterbestände innerhalb der *Querco-Fagetea* und den *Prunetalia spinosae* in den Verband *Pruno-Rubion* (Brombeergebüsche). Hier bildet das *Calluno-Sarothamnetum* Malc. 1929 em. Oberd. 1957 die einzige Assoziation im Unterverband des *Sarothamnenion*. Als Grund für die Differenzierung der Ginstergebüsche in einen Unterverband führt er den Ausfall vieler *Prunetalia*-Arten in diesen Vorläufern der Schlehen-Brombeergebüsche an.

WILMANNS (1998) dagegen fasst das „Besenginster-Gestrüpp" der rheinischen Gebirge als „Sukzessionsglied der verbuschenden Borstgrasrasen und Heiden", welches sie als *Sarothamnetum scoparii* im Verband *Lonicero-Rubion sylvatici* zu den *Epilobietea angustifolii* stellt.

WEBER (1987) weist schließlich darauf hin, dass es sich bei dem *Cytiso scoparii-Callunetum* Malcuit 1929 und dem *Sarothamno-Nardetum* Schwabe-Braun 1980 um Pionierstadien handelt, die die Entwicklung zum Ginstergebüsch einleiten. In ihnen sind mosaikartig Elemente der Besenheiden, Borstgrasrasen und der Ginstergebüsche verzahnt. Soziologisch seien sie daher als „mixtum compositum" zu verwerfen oder bestenfalls als kennartenlose Assoziation zu fassen. Für die „vollständig entwickelten Sarothamnus-Gebüsche" beschreibt er das *Rubo plicati-Sarothamnetum* als neue Gebüschgesellschaft. Charakteristisch für diese Gesellschaft ist eine hohe Zahl an Magerkeits- und Säurezeigern bei hoher Deckung des Ginsters. In der aktuellsten Bearbeitung der Klasse der bodensauren Gebüsche (*Franguletea alni* Doing ex Westhoff in Westhoff & Den Held 1969) wird das *Rubo plicati-Sarothamnetum* Weber 1987 schließlich als einzige mitteleuropäische Assoziation des *Ulici-Sarothamnion* Doing ex Weber 1997 der Ordnung *Rubetalia plicati* Weber in Pott 1995 zugeordnet (WEBER 1997, 1998).

Innerhalb der *Rhamno-Prunetea* hat der Besenginster nach den Tabellen von WEBER (1999) weitere Vorkommen im *Berberidion* (*Cotoneastro-Amelanchieretum*) und im anspruchslosen Flügel des *Pruno-Rubion radulae,* welcher als Unterverband *Pruno-Rubenion sprengelii* bereits wiederum zu den *Franguletea* vermittelt.

Die von uns bearbeiteten, aus der verbuschenden *Avenella flexuosa*-Dominanzges. hervorgehenden, dichten Ginstergebüsche sind aufgrund ihres acidophytischen Charakters mühelos dem *Ulici-Sarothamnion* zuzuordnen. Aus syntaxonomischer Sicht werfen aber vor allem die Sukzessionsstadien der verbuschten Ackerbrachen Fragen auf. Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass diese den größten Teil der Ginsterbestände des Lahn-Dill-Berglands ausmachen, auf vergleichsweise besser versorgten Standorten vorkommen und deshalb als Stadien der hier erarbeiteten, zweiten Sukzessionsreihe aufzufassen sind. Angesichts ihrer Genese aus der *Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges. (die ihrerseits deutliche Beziehungen zu den *Arrhenatheretalia* aufweist) sowie den ihnen nachfolgenden Sukzessionsstadien, die zu den *Prunetalia* bzw. den *Sambucetalia* gezählt werden müssen, erscheint somit eine generelle Zuordnung der dichten Besenginstergebüsche zu den bodensauren *Franguletea* – wie auch in POTT (1995) – aus ökologischer Sicht problematisch. Auch die Vorkommen anspruchsvoller Brombeeren (als häufigste *Rubi* in den Beständen: *R. rudis, R. goniophorus*) zeigen, dass die Ginstergebüsche auf den verbuschten Ackerbrachen nach dem heutigen Stand der Gliederung der Gebüschgesellschaften (WEBER 1998, 1999) vorwiegend dem genannten, sauren

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Flügel des *Pruno-Rubion radulae* (*Pruno-Rubenion sprengelii*) innerhalb der *Rhamno-Prunetea* zuzuordnen sind.

Da die Gebüsche beider Sukzessionsreihen andererseits aber häufig kleinräumig eng verquickt sein können und trotz standörtlicher und floristischer Unterschiede dennoch eine hohe floristische Übereinstimmung besteht, erscheint es problematisch, hieraus eine Zugehörigkeit zu zwei Klassen abzuleiten. Unter Berücksichtigung der „ruderalen" Strategie des Ginsters und der hohen floristischen Affinität seiner dichten Gebüsche zu den *Epilobietea* wäre es unseres Erachtens sinnvoller, einen Verband der „reifen" Ginstergebüsche zu den *Sambucetalia racemosae* zu stellen. Dieser ließe sich standörtlich in zwei edaphisch begründete Assoziationen gliedern, welche die beiden hier differenzierten Sukzessionsreihen berücksichtigen sollten.

6.5. Landschaftsökologische Bewertung der Ginsterbestände

Die Vergrasung und Verbuschung von Gesellschaften der *Nardetalia* – als Ausgangspunkt der Sukzessionsreihe stark bodensaurer Standorte – ist grundsätzlich kritisch zu betrachten. Nutzungsaufgabe, deren wesentliche Folge diese Prozesse sind, führt zu einem deutlichen Artenverlust der Bestände (siehe Kap. 5.4.2). In diesem Zusammenhang ist die großflächige Vergrasung mit Drahtschmiele und Verbuschung mit Besenginster in gefährdeten Borstgrasrasen aus naturschutzfachlicher Sicht natürlich negativ zu bewerten und Bemühungen dem entgegenzuwirken, sind zu verstärken.

Einen differenziert zu betrachtenden, „ökologischen Wert" haben die Ginsterbestände dagegen auf Ackerbrachen. Zwar kann auch hier die Artenzahl kleinräumig sehr gering sein; die Gesamtartenzahl ist auf den großflächigen Ginsterbrachen jedoch häufig sehr hoch. WALDHARDT et al. (2000) zeigen, dass mit Ginster verbuschte ehemalige Ackerflächen bei vergleichbarer Parzellengröße eine ähnlich hohe Gesamtartenzahl aufweisen wie Extensivgrünland und weitaus mehr Arten beherbergen als überwiegend extensiv genutzte Äcker. Eine große Anzahl dieser Arten hat in der offenen Landschaft ihren Verbreitungsschwerpunkt auf den Brachen. Im Gegensatz zu den beiden anderen Nutzungsformen korreliert die Artenzahl dabei deutlich mit zunehmender Parzellengröße. Maßgebliche Ursache und Grundlage für dieses kleinräumige Nebeneinander insgesamt vieler Arten ist der Ginster selbst. Durch seine lichtdurchlässige Struktur und seine hohe strukturelle Variabiltät in der Zeit (schnelles Wachstum, plötzliches Absterben) entstehen immer neue Nischen, die von vielen Arten genutzt werden können. Im Gegensatz zu den „echten", dichten Gebüschen aus polykormonbildenden Gehölzen ist eine Krauschicht meist gut entwickelt und damit die Artenzahl relativ erhöht. Viele Autoren belegen die große Bedeutung von Besenginsterbeständen als Lebensgrundlage zahlreicher Tierarten (ULBRICH 1920, HEGI 1925, FICKELER 1958, WINK 1975, DAPPER 1992), insbesondere für Arthropoden (WALOFF & RICHARDS 1977, KRÄMER & TOPP 1999, PFAFF & WOLTERS 1999, WOLTERS et al. 1999, DAUBER & WOLTERS 2000, KNECHT et al. 2000, MEMMOT et al. 2000).

An der Artendiversität der Agrarlandschaft des Lahn-Dill-Berglands haben die Ginsterbestände also einen nicht zu unterschätzenden Anteil. Ihre Standorte bilden Flächen, die vorwiegend durch „Sozialbrache" in der Mitte des 20. Jahrhunderts aus der Ackernutzung fielen. Aus einem hohen *Cytisus*-Diasporenvorrat, der sich im Laufe der Jahrzehnte ansammelte (Streunutzung, Niederwaldwirtschaft), konnten sich die großflächigen Ginstergebüsche rasch entwickeln. Mit einer Etablierung von Ginsterbeständen auf zukünftig aus der Nutzung fallenden Äckern ist u. a. aufgrund des hohen Nährstoffvorrats heute bewirtschafteter Ackerflächen kaum zu rechnen (WALDHARDT et al. in prep.). Die heutigen Ginsterbrachen sind daher als ein Relikt ehemaliger Landnutzungsformen anzusehen, dessen Häufigkeit zukünftig vermutlich abnehmen wird und welches daher durch Pflegemaßnahmen erhalten werden sollte. Da besonders die Strukturvielfalt der heterogenen Flächen eine relativ hohe floristische und faunistische Artenvielfalt ermöglicht, wäre für Managementmaßnahmen eine Erhaltung des kleinflächigen Nebeneinanders aufwachsender, optimaler und degenerierender Bestände wünschenswert. Sie bieten im kleinflächigen Nebeneinander mit

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Rasengesellschaften besonders zur Blütezeit des „Eifelgolds" (FICKELER 1958) auch aus ästhetischer Sicht einen großen Reiz. Eine fortschreitende Sukzession – etwa in Richtung dichter Schlehengebüsche oder Vorwaldstadien – sollte dabei im ohnehin waldreichen Lahn-Dill-Bergland begrenzt werden.

6.6. *Cytisus scoparius* als „ecosystem engineer"

„Ecosystem engineers" sind nach JONES et al. (1994, 1997) Organismen, die direkt (autogen) oder indirekt (allogen) die Verfügbarkeit von Ressourcen für andere Arten kontrollieren. Ihre große Bedeutung in Ökosystemen erlangen sie durch die Veränderung, Erhaltung und Schaffung neuer Habitate und Habitatmuster. Die Frage nach dem standortverändernden Einfluss des Ginsters und der daraus resultierenden Veränderung des Habitatmosaiks in seinen Beständen war ein zentrales Anliegen der vorliegenden Arbeit. Es wurden zahlreiche vegetations- und standortkundliche Befunde dargestellt, die belegen, dass der Besenginster durch Stickstoff- und Basenanreicherung einen nachhaltigen Einfluss auf den Nährstoffgehalt seiner Standorte und die ihn ablösende Vegetation hat. DIQUELOU & ROZE (1999) zeigen, dass Besenginstergebüsche auf Ackerbrachen acht Jahre nach ihrer Etablierung deutlich höhere Stickstoffgehalte und Mineralisationsraten in den Böden aufweisen als nach einem Jahr. *C. scoparius* übt somit in den Sekundärhabitaten der Ackerbrachen, Kahlschläge und auch Hutungen trocken bis frischer Standorte eine Funktion im Ökosystem aus, die er in seinem natürlichen Habitat, den Felsheiden silikatischer Mittelgebirge (LOHMEYER 1986), nicht erfüllt. Dort haben bodenverbessernde Eigenschaften des Ginsters keinen wesentlichen Einfluss auf die Sukzession, da hier vor allem der Mangel an anderen Nährstoffen und Wasser begrenzend auf die Ausbreitung von Nitrophyten wirkt. Die genauen Mechanismen (Abgrenzung autogener oder allogener Effekte) des „ecosystem engineerings" beim Besenginster sowie die Lokalisierung und Quantifizierung der stofflichen Umsätze in Ginsterbrachen sind mit unseren bisherigen Befunden nicht abschließend zu beurteilen und werden Gegenstand weiterer Untersuchungen sein (WALDHARDT et al. in prep.).

Danksagung

Wir danken der DFG für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeit im Rahmen des SFB 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen". Zusätzlich danken wir sehr herzlich Herrn Prof. Dr. H. E. Weber für die Bestimmung der *Rubi* sowie unseren Kollegen Dr. Norbert Hölzel, Dr. Lutz Eckstein, Dipl.-Biol. Claus Mückschel, Dipl.-Biol. Kerstin Anton, Dipl.-Biol. Patrick Schubert und Dipl.-Ing. agr. Markus Labasch für hilfreiche Anregungen bei der Erstellung des Manuskripts.

Literatur

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. – Schweizerbart, Stuttgart: 392 S.
ANONYMUS (1829): Beiträge zur Statistik der Königl. Preußischen Rheinlande aus amtlichen Nachrichten zusammengestellt. – Mayer, Aachen: 99 S.
BARKMAN, J.J. (1985): Geographical variation in associations of juniper scrub in the central European plain. – Vegetatio 59: 67–71. Dordrecht.
–, MASSELINK, A.K., DE VRIES, B.W.L. (1977): Über das Mikroklima in Wacholderfluren. – In: DIERSCHKE, H. (Red.): Vegetation und Klima. – Ber. Intern. Symp. IVV Rinteln 1975: 35–81. Vaduz.
BARTELS, H. (1993): Gehölzkunde. – UTB, Ulmer, Stuttgart: 336 S.
BAUMEISTER, W. (1969): Die Pflanzengesellschaften der Siegerländer Hauberge. – Siegerländ. Beitr. z. Gesch. u. Landeskde. 18: 1–91. Siegerl. Heimatverein, Siegen.
–, ERNST, W. (1978): Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. – Fischer, Stuttgart: 416 S.
BERGMEIER, E. (1987): Magerrasen und Therophytenfluren im NSG „Wacholderheiden bei Niederlemp". – Tuexenia 7: 267–293. Göttingen.
BONN, S., POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. – UTB-Große Reihe, Quelle & Meyer, Wiesbaden: 404 S.
BORSTEL., U.O. von (1974): Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge. – Diss. Univ. Gießen: 159 S.
BÜRING, H. (1970): Sozialbrache auf Äckern und Wiesen in pflanzensoziologischer und ökologischer Sicht. – Diss. Univ. Gießen: 81 S.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

BUTTLER, K.P. (Koord.) (1996): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. 3. Fass. – In: Hess. Min. d. Inn. u. Landw., Forsten und Naturschutz (Hrsg.): Rote Listen der Tier- und Pflanzenarten Hessens. – Natur in Hessen: 1–152, Wiesbaden.

CASANOVA, P., BETTI, A., SCARPACCINI, F.M., MASINI, M. (1981): Importanza della Ginestra dei carbonei (*Sarothamnus scoparius*) nella alimentazione dei Cervidi. – Ital. For. Mont. 36 (6): 282–292. Firenze.

DANIELS, F.J.A., BIERMANN, R., BREDER, C. (1993): Über Kryptogamen-Synusien in Vegetationskomplexen binnenländischer Heiden. – Ber. Reinh. Tüxen Ges. 5: 199–219. Hannover.

DAPPER, H. (1992): Heckengehölze – Handbuch für Biologie, Kultur und Verwendung. – Patzer, Berlin: 364 S.

DAUBER, J., WOLTERS, V. (2000): Diversität der Ameisenfauna im Landnutzungsmosaik einer peripheren Region. – Mitt. dtsch. Ges. allg. angew. Ent.: im Druck. Bremen.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1981): Standortkarte von Hessen. Das Klima. – Hessisches Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Landesentwicklung, Wiesbaden: 115 S.

DIERSCHKE, H. (1974): Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortgefälle an Waldrändern. – Scripta Geobot. 6: 1–246. Göttingen.

– (1981): Zur syntaxonomischen Bewertung schwach gekennzeichneter Pflanzengesellschaften. – In: DIERSCHKE, H. (Red.): Syntaxonomie. – Ber. Intern. Symp. IVV Rinteln 1980: 109–122. Vaduz.

– (1988): Zur Benennung zentraler Syntaxa ohne eigene Kenn- und Trennarten. – Tuexenia 8: 381–382. Göttingen.

– (1994): Pflanzensoziologie. – UTB-Große Reihe, Ulmer, Stuttgart: 683 S.

– (1997): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1), Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen Teil 1: *Arrhenatheretalia*. – In: DIERSCHKE, H. (Ed.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 3: 1–74. Göttingen.

DIQUELOU, S., ROZE, F. (1999): Establishment of broom, impact of previous land use and soil dynamics in old-fields (Brittany, France). – C. R. Seances Acad. Sci. Ser 3. Sci. Vie 322 (8): 705–715. Paris.

DURKA, W., Ackermann, W. (1993): SORT – Ein Computerprogramm zur Bearbeitung floristischer und faunistischer Artenlisten. – Natur und Landschaft 68: 16–21. Stuttgart.

DÜLL, R. (1990): Exkursionstaschenbuch der Moose. – IDH, Bad Münstereifel: 280 S.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 5. verb. Aufl. – UTB-Große Reihe, Ulmer, Stuttgart: 1096 S.

–, WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scripta Geobot. 18: 1–258. Göttingen.

FICKELER, P. (1958): Der Besenginster in der Siegerländer Haubergslandschaft und Wirtschaft. – Siegerland 35: 35–53. Siegen.

GLAVAC, V. (1983): Über die Rotschwingel-Rotstraußgras-Pflanzengesellschaft (*Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges.) im Landschafts- und Naturschutzgebiet „Dönche" in Kassel. – Tuexenia 3: 389–406. Göttingen.

– (1996): Vegetationsökologie. – Fischer, Jena: 358 S.

–, RAUS, T. (1982): Über die Pflanzengesellschaften des Landschafts- und Naturschutzgebietes „Dönche" in Kassel. – Tuexenia 2: 73–113. Göttingen.

GRÜTTNER, A. (1996): Zur Keimung und Juvenilentwicklung von *Calamagrostis epigeios*. – Verh. Ges. Ökologie 26: 765–773. Stuttgart.

HAEUPLER, H., SCHÖNFELDER, P. (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 768 S.

HAKES, W. (1987): Einfluß von Wiederbewaldungsvorgängen in Kalkmagerrasen auf die floristische Artenvielfalt und Möglichkeiten der Steuerung durch Pflegemaßnahmen. – Diss. Bot. 109: 1–151. Berlin.

HARD, G. (1975): Vegetationsdynamik und Verwaldungsprozesse auf den Brachflächen Mitteleuropas. – Die Erde 106 (4): 243–276. Berlin.

HEGI, G. (1925): Illustrierte Flora von Mitteleuropa Bd. IV / 3 *Leguminosae*, *Tropaelaceae*. 2. unveränd. Neudruck 1975 – Parey, Berlin: S. 1114–1750.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1989): Geologische Übersichtskarte von Hessen 1:30000. 4. Aufl. – Hess. Landesvermessungsamt. Wiesbaden.

HOFFMANN, H. (1869): Pflanzenarealstudien in den Mittelrheingegenden. – Ber. oberhess. Ges. Nat. Heilkd. 13: 1–63. Gießen

JOCHHEIM, H. (1985): Der Einfluß des Stammablaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldbestände. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme / Waldsterben 13: 1–225. Göttingen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

JONES, C.G., LAWTON, J.H., SHACHAK, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. – Oikos 69: 373–386. Copenhagen.
–, –, – (1997): Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. – Ecology 78 (7): 1946–1957. Washington.
KAAGMAN, M., FANTA, J. (1993): Cyclic succession in heathland under enhanced nitrogen deposition: A case study from the Netherlands. – In: RUNGE, M. (Ed.) (1993): Heath succession. – Scripta Geobot. 21: 29–38. Göttingen.
KINZEL, H. (1982): Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. – Ulmer, Stuttgart: 534 S.
KIRCHNER, O. von., LOEW, E., SCHROETER, C., WANGERIN, W., SCHMUCKER, C. (1938): Lebensgeschichte der Blütenpflanzen Mitteleuropas Bd. 3,2. – Stuttgart.
KLAPP, E. (1951): Borstgrasheiden der Mittelgebirge. – Z. Acker Pflanzenb. 93: 400–443. Parey, Berlin.
– (1965): Grünlandvegetation und Standort. – Parey, Berlin, Hamburg: 384 S.
–, OPITZ v. BOBERFELD, W. (1990): Taschenbuch der Gräser. – 12. Aufl., Parey, Berlin, Hamburg: 282 S.
KLAUSING, O. (1988): Die Naturräume Hessens mit einer Karte der naturräumlichen Gliederung 1:200 000. – Schriftenreihe Hess. Landesanst. Umwelt 67: 1–43 Wiesbaden.
KNAPP, R. (1970): Beiträge zur Vegetationskunde von Hessen – 1. Einige an Weißdorn und Wildrosen reiche Gebüsch-Gesellschaften in Mittel-Hessen. – Ber. Oberhess. Ges. Naturwiss. Abt. 37: 119–130. Gießen.
– (1978): Trockenrasen und Therophyten-Fluren auf Kalk-, Sand-, Grus-, und Schwermetall-Böden im mittleren Hessen. – Oberhess. Naturw. Z. 44: 71–91. Gießen.
– (1979): Retardierte Sukzessionen auf trockenem Brachland in Mittelgebirgen West-Deutschlands. – Mitt. flor.-soz. Arb. 21: 97–104. Göttingen.
KNECHT, C., HIRSCH, M., WOLTERS, V. (2000): Blütenbesuchende Käfer in einem Landnutzungsmosaik. – Agrarspectrum 31: im Druck. Frankfurt, M.
KNÖRZER, K.-H. (1996): Beitrag zur Geschichte der Grünlandvegetation am Niederrhein. – Tuexenia 16: 627–636. Göttingen.
KRÄMER, B., TOPP, W. (1999): Der Besenginster (*Sarothamnus scoparius*), ein strukturierter Lebensraum für eine reiche Insektenfauna. – Dendrocopos 26: 235–248. Konz.
KREEB, K. H. (1983): Vegetationskunde. – UTB-Große Reihe, Ulmer, Stuttgart: 331 S.
KROPACOVA, A. (1961): Die Rotschwingelwiesen. – Preslia 33: 243–257. Praha.
LOHMEYER, W. (1986): Der Besenginster als bodenständiges Strauchgehölz in einigen natürlichen Pflanzengesellschaften der Eifel. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. 48 (2/3): 157–174. Münster.
LYR, H., FIEDLER, H.J., TRANQUILLINI, W. (1992): Physiologie und Ökologie der Gehölze. – Fischer, Jena: 620 S.
MALCUIT, G. (1929): Les associations vegetales de la Valee de la Lanterne. – Arch. Bot. Mem. 2 (6): 1–211. Caen.
MATZKE-HAJEK, G. (1993): Die Brombeeren der Eifel und der Niederrheinischen Bucht. – Decheniana, Beih. 32: 1–212. Bonn.
– (1999): Ergebnisse einer *Rubus*-Exkursion ins Gladenbacher Bergland. – Bot. Natursch. Hessen 11: 5–9. Frankfurt.
MEIWES, K.-J., HAUHS, M., GERKE, H., ASCHE, N., MATZNER, E., LAMMERSDORF, N. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme / Waldsterben 7: 1–67. Göttingen.
MEMMOT, J., FOWLER, S.V., PAYNTER, Q., SHEPPARD, A., SYRETT, P. (2000): The invertebrate fauna on broom, *Cytisus scoparius*, in two native and two exotic habitats. – Acta Oecol. 21 (3): 213–222. Paris.
MÜLLER, J., VAGTS, I., KINDER, M., BRONNENHUBER, R. (1993): Vegetation dynamics and plant strategies in lichen dominated heathlands. – In: RUNGE, M. (Ed.): Heath succession. – Scripta Geobot. 21: 29–38. Göttingen.
MÜLLER, T. (1970): Mosaikkomplexe und Fragmentkomplexe. – In: Tüxen, R. (Red.): Gesellschaftsmorphologie. – Ber. Intern. Symp. IVV Rinteln 1966: 69–75. Den Haag.
NOWACK, K.-H. (1990): Phosphorversorgung biologisch bewirtschafteter Äcker und Möglichkeiten der Bioindikation. – Göttinger Diss. 8: 1–138. Göttingen.
NOWAK, B. (1988): Die extensive Landwirtschaft im Lahn-Dill-Bergland. – Oberhessische Naturwiss. Z. 50: 49–74. Gießen.
– (Hrsg.) (1990): Beiträge zur Kenntnis hessischer Pflanzengesellschaften. – Bot. Natursch. Hessen, Beih. 2: 1–207. Frankfurt.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

– (1992): Beiträge zur Kenntnis der Vegetation des Gladenbacher Berglands.- II. Die Wiesengesellschaften der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*. – Bot. Natursch. Hessen, Beih. 6: 5–71. Frankfurt.
OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil IV: Wälder und Gebüsche, A. Text, B. Tabellen. 2. Aufl. – Fischer, Jena, Stuttgart: 282, 580 S.
– (Hrsg.) (1993a): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil II: Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgrasgesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. 3. Aufl. – Fischer, Jena, Stuttgart: 355 S.
– (Hrsg.) (1993b): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. 3. Aufl. – Fischer, Jena, Stuttgart: 455 S.
– (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Aufl. – UTB, Ulmer, Stuttgart: 1050 S.
PAYNTER, Q., FOWLER, S.V., MEMMOT, J., SHEPPARD, A.W. (1998): Factors affecting the establishment of *Cytisus scoparius* in southern France: implications for managing both native and exotic populations. – J. Appl. Ecol. 35: 582–595. Oxford.
PEPPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (Nardetalia) Westdeutschlands. – Diss. Bot. 193: 1–402. Berlin, Stuttgart.
PETERSON, D.J., PRASAD, R. (1998): The biology of Canadian weeds: 109. Cytisus scoparius (L.) Link. – Can. Journ. Plant Sci. 78 (3): 497–504. Ottawa.
PFAFF, S., WOLTERS, V. (1999): The impact of agricultural management on diurnal lepidopteran communities in a mosaic landscape. – EcoSys (Suppl) 28: 159–167. Kiel.
POTT, R. (1985): Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. 47 (4): 1–75. Münster.
– (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. – UTB-Große Reihe, Ulmer, Stuttgart: 622 S.
REICH, H., KEGEL, W., EBERT, A., CORRENS, C.W. (1935): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen – Lfg. 272 Blatt Eibelshausen. – Preuß. Geol. Landesanstalt, Berlin. 37 S.
REIF, A. (1983): Nordbayerische Heckengesellschaften. – Hoppea 41: 3–204. Regensburg.
ROSSKAMP, T. (1999): Die Vegetation der Feld- und Wallhecken in Niedersachsen. – Nardus 4: 1–108. Wiehl.
SAUER, S. (1999): Nutzung der Bodenschätzung zur Erstellung von Bodenfunktionskarten, dargestellt am Beispiel der nutzbaren Feldkapazität. – Mitt. Dtsch. Ges. Bodenk. 91: 1076–1079. Hannover.
SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 22: 1–325. Karlsruhe.
SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P., STAHR, E. (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl. – Blackwell, Berlin: 295 S.
SCHOTTE, M., FELIX-HENNINGSEN, P. (1999): Anwendung des Georadars zur Erhebung der Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im Lahn-Dill-Bergland. – Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 40 (5/6): 220–227. Berlin.
SCHWABE-BRAUN, A. (1980): Eine pflanzensoziologische Modelluntersuchung als Grundlage für Naturschutz und Planung. – Urbs et Regio 18: 1–212. Kassel.
SCHWABE, A., KRATOCHWIL, A., BAMMERT, J. (1989): Sukzessionsprozesse im aufgelassenen Weidfeldgebiet des „Bannwald Flüh" 1976–1988. – Tuexenia 9: 351–370. Göttingen.
SIMMERING, D., WALDHARDT, R., OTTE, A. (2000): Zur Ökologie, Diversität und Dynamik von Besenginsterbeständen im Lahn-Dill-Bergland. – Agrarspectrum 31: 157–170. Frankfurt, M.
SITTE, P., ZIEGLER, H., EHRENDORFER, F., BRESINSKY, A. (1991): Strasburger – Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. 33. Aufl. – Fischer, Stuttgart: 1030 S.
SPEIDEL, B., BORSTEL, U.-O. v. (1975): Vegetationsuntersuchungen auf Grünland-Brachflächen verschiedenen Alters. – In: Schmidt, W. (Red.): Sukzessionsforschung. – Ber. Intern. Symp. IVV Rinteln 1973: 539–543. Vaduz.
SPEIER, M. (1994): Vegetationskundliche und paläoökologische Untersuchungen zur Rekonstruktion prähistorischer und historischer Landnutzungen im südlichen Rothaargebirge. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. 56 (3/4): 1–174. Münster.
STÄHLIN, A., STÄHLIN, L., SCHÄFER, K. (1972): Über den Einfluß des Alters der Sozialbrache auf Pflanzenbestand, Boden und Landschaft. – Z. Acker Pflanzenb. 136: 177-199. Berlin.
–, –, – (1975): Zur Frage der Sukzessionslenkung auf aufgelassenem Kulturland. – In: SCHMIDT, W. (Red.): Sukzessionsforschung. – Ber. Intern. Symp. IVV Rinteln 1973: 471–492. Vaduz.
STATSOFT, INC. (1998): STATISTICA für Windows [Computer- Programm-Handbuch]. – Statistica, Tulsa: 637 S.
STEUBING, L. (1993): Der Eintrag von Schad- und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. – Ber. d. Reinh. Tüxen Ges. 5: 113–133. Hannover.
–, FANGMEIER, A. (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. – UTB-Große Reihe, Ulmer, Stuttgart: 205 S.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

STIKA, H.-P. (1996): Römerzeitliche Pflanzenreste aus Baden-Würtemberg. – Material. Archäologie Bad.-Würtemb. 36: 1–205 +Anhang. Stuttgart.
STÖCKLIN, J., GISI, U. (1989): Veränderungen der Versorgung der Vegetation mit Stickstoff, Phosphor und Kalium nach Brachlegung von Magerwiesen. – Act. Oecol. Plant. 10: 397–410. Paris.
STORCH, M (1985): Fortran-Programm zur Bearbeitung von Vegetationstabellen. – Ergänzungen zu Streng/Schönfelder. – Hoppea 44: 379–392. Regensburg.
TIMMERMANN, G., MÜLLER, T. (1994): Wildrosen und Weißdorne Mitteleuropas – Landschaftsgerechte Sträucher und Bäume. – Schwäb. Albverein, Stuttgart: 141 S.
TOLERA, A., KHAZAAL, K., ORSKOV, E. R. (1997): Nutritive evaluation of some browse species. – Animal Feed Sci. Techn. 67: 181–195. Amsterdam
TUTIN, T.G., HEYWOOD, V.H., BURGES, N.A., MOORE, D.M., VALENTINE, D.H., WALTERS, S.M., WEBB, D.A. (1968): FLORA EUROPAEA Vol. 2. – University Press, Cambridge.
ULBRICH, E. (1920): Der Besenginster – Bau, Lebenserscheinungen, Verbreitung und Nutzen von *Sarothamnus scoparius*. – Naturschätze d. Heimat, Reihe A 1: 1–125. Fischer, Freiburg.
ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144: 289–305. Weinheim.
USSERY, J.G., KRANNITZ, P.G. (1998): Control of Scot's Broom (*Cytisus scoparius*): The relative conservation merits of pulling versus cutting. – Northwest Science 72 (4): 268–273. Pullman.
WALDHARDT, R., FUHR-BOSSDORF, K., OTTE, A., SCHMIDT, J. SIMMERING, D. (1999): Typisierung, Lokalisierung und Regionalisierung von Vegetationspotentialen einer peripheren Kulturlandschaft. – Z. Kulturtechnik Landentwicklung 40 (5/6): 246–252. Berlin
–, –, –, –, – (2000): Floristisch-phytocoenotische Diversitäten einer peripheren Kulturlandschaft in Abhängigkeit von Landnutzung, Raum und Zeit. – Agrarspectrum 31: 121–147. Frankfurt, M.
–, FUHR-BOSSDORF, K., OTTE, A. (subm.): Indicators of plant species and community diversity of grassland in a marginal cultural landscape. – Agriculture, Ecosystems & Environment. Suppl.
–, SIMMERING, D., OTTE, A. (in prep.): Establishment of Cytisus scoparius on old-fields: impacts on the Nitrogen Balance of a Marginal Landscape.
WALOFF, N., RICHARDS, O.W. (1977): The effect of insect fauna on growth, mortality and natality of broom, Sarothamnus scoparius. – J. Appl. Ecol. 14: 787–798. Oxford.
WEBER, H.E. (1974): Eine neue Gebüschgesellschaft in Nordwestdeutschland und Gedanken zur Neugliederung der *Rhamno-Prunetea*. – Osnabr. Naturwiss. Mitt. 3: 143–150. Osnabrück.
– (1980): Neuere Ergebnisse zur Erforschung der *Rubi* sect. *Corylifolii* im westlichen Mitteleuropa. – Osnabr. Naturwiss. Mitt. 7: 105–124. Osnabrück.
– (1981): Kritische Gattungen als Problem für die Syntaxonomie der *Rhamno-Prunetea* in Mitteleuropa. – In: DIERSCHKE, H. (Red.): Syntaxonomie. – Ber. Intern. Symp. IVV Rinteln 1980 (24): 477–496. Den Haag.
– (1985): *Rubi* Westfalici. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. 47 (3): 1–452. Münster.
– (1987): Zur Kenntnis einiger bislang wenig dokumentierter Gebüschgesellschaften. – Osnabr. Naturwiss. Mitt. 13: 143–157. Osnabrück.
– (1990): Übersicht über die Brombeergebüsche der *Pteridio-Rubetalia* (*Franguletea*) und *Prunetalia* (*Rhamno-Prunetea*) in Westdeutschland mit grundsätzlichen Bemerkungen zur Bedeutung der Vegetationsstruktur. – Ber. Reinh. Tüxen Ges. 2: 91–119. Hannover.
– (Hrsg.) (1995): G. Hegi – Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Spermatophyta: Angiospermae: Dicotyledones 2 (2). Bd. IV / 2A. 3.Aufl. – Blackwell, Berlin: 693 S.
– (1997): Hecken und Gebüsche in den Kulturlandschaften Europas – Pflanzensoziologische Dokumentation als Basis für Schutzmaßnahmen. – Ber. Reinh. Tüxen Ges. 9: 75–106. Hannover.
– (1998): *Franguletea* (H1), Faulbaum-Gebüsche. – In: DIERSCHKE, H. (ed.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 4. 1–86. Göttingen.
– (1999): *Rhamno-Prunetea* (H2A), Schlehen- und Traubenholunder-Gebüsche. – In: DIERSCHKE, H. (Ed.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 5: 1–108. Göttingen.
WELCH, D. (1985): Studies in the grazing of heather moorland in North-East Scotland. IV. Seed dispersal and plant establishment in dung. – J. Appl. Ecol. 22: 461–472. Oxford.
WERNER, D. (1987): Pflanzliche und mikrobielle Symbiosen. – Thieme, Stuttgart: 241 S.
WHEELER, C.T., HELGERSON, O.T., PERRY, D.A., GORDON, J.C. (1987): Nitrogen fixation and biomass accumulation in plant communities dominated by *Cytisus scoparius* L. in Oregon (USA) and Scotland. – J. Appl. Ecol. 24 (1): 231–238. Oxford.
WILLIAMS, P.A. (1981): Aspects of the ecology of broom (*Cytisus scoparius*) in Canterbury, New Zealand. – N. Z. J. Bot. 19: 31–43. Wellington.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

WILMANNS, O. (1983): Lianen in mitteleuropäischen Pflanzengesellschaften und ihre Einnischung. – Tuexenia 3: 343–357. Göttingen.
– (1987): Zur Verbindung von Pflanzensoziologie und Zoologie in der Biozönologie. – Tuexenia 7: 3–12. Göttingen.
– (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. 6. Aufl. – UTB, Quelle & Meyer, Stuttgart: 405 S.
WINK, M. (1975): Der Einfluß der Höhenlage auf die Brutvogelgemeinschaften von Besenginster (*Sarothamnus*)-Heiden der Eifel. – Die Vogelwelt 96 (4): 121–134. Berlin.
WITTIG, R. (1976): Die Gebüsch- und Saumgesellschaften der Wallhecken in der Westfälischen Bucht. – Abh. Westf. Mus. Naturkd. 38 (3), 3–78. Münster.
– (1979): Probleme der Aufnahme und synsystematischen Einordnung großflächiger Saumgesellschaften und breiter, dichter Hecken, dargestellt am Beispiel von *Artemisietea*- und *Prunetalia*-Gesellschaften. – Mitt. flor.-soz. Arb. 21, 145–150. Göttingen.
WOLTERS, V., DAUBER, J., HIRSCH, M., STEINER, N. (1999): Diversität der Fauna im Landnutzungsmosaik einer peripheren Region. – Z. Kulturtechnik Landentwicklung 40 (5/6): 253–257. Berlin.

Dipl. Biol. Dietmar Simmering, Dr. Rainer Waldhardt, Prof. Dr. Dr. Annette Otte
Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung
Justus-Liebig-Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26-32
D-35392 Gießen
e-mail: Dietmar.Simmering@agrar.uni-giessen.de
Homepage: www.uni-giessen.de/fbr09/landschaft

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 3: Übersichtstabelle der Vegetationseinheiten mit *Cytisus scoparius*

dargestellt sind Stetigkeiten (%) und die Spanne der Deckungsgrade

Sukzessionsreihe stark bodensaurer Standorte

Spalte 1: Beweideter Therophytenreicher Borstgrasrasen

Spalte 2–5: Avenella flexuosa-Dominanzgesellschaft auf Brachen

Spalte 7: Rubo plicati-Sarothamnetum
Spalte 8: Vorwaldstadien saurer Standorte
Spalte 9: Avenella flexuosa-Dominanzgesellschaft auf Kahlschlägen
Spalte 10: Bodensaure Wälder (Quercetalia robori-petraeae)

Sukzessionsreihe saurer bis mittlerer Standorte

Festuca rubra-Agrostis tenuis-Gesellschaft mit Besenginster

Spalte 11: Initiale Ausbildung
Spalte 12: Kryptogamenreiche Ausbildung
Spalte 13: Weide-Ausbildung
Spalte 14–17: Ausbildung auf Ginsterbrachen
Spalte 18: Bodenfeuchte Ausbildung

Arrhenatherum eliatus-Dominanzgesellschaft mit Besenginster
Spalte 19–22: verschiedene Entwicklungsphasen

Nachfolgende Sukzesssionsstadien mittlerer Standorte

Spalte 23: Calamagrostis epigelos-Dominazgesellschaft

Spalte 24: Rubus idaeus-Gesellschaft, reiche Ausbildung

Spalte 25: Anspruchsvolle Vorm ntel und Geb sche

Spalte 26: Bodenfrische Wälder

Spalte Nr.	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**	**21**	**22**	**23**	**24**	**25**	**26**
Aufnahmen pro Gesellschaft	6	14	15	5	9	5	10	11	7	5	6	4	7	12	15	6	11	6	9	5	5	9	8	7	16	7
Entwicklungsphase (Erläuterung siehe Text)		A	O	OD	D									A	O	OD	D		A	O	OD	D				
Artenzahl	28	14	14	13	13	14	13	13	16	12	18	18	29	18	20	25	22	23	23	18	24	12	19	14	19	18
Evenness	70	42	42	49	47	47	49	44	45	47	76	57	72	63	44	43	59	49	57	52	45	34	48	51	46	56
Höhe der Strauchschicht (cm)	130	140	177	206	192	216	168	233	186	175	128	85	84	134	207	243	186	197	170	184	232	182	230	183	217	150
Höhe der Krautschicht (cm)	63	55	45	58	66	84	79	66	83	43	47	43	47	69	69	65	57	120	106	102	135	120	110	80	101	74
Deckung der Strauchschicht (%)	21	15	81	61	39	43	59	47	39	14	23	28	5.0	24	78	73	29	49	33	67	66	25	49	56	55	30
Deckung der Krautschicht (%)	77	83	50	55	74	41	69	74	87	41	19	77	90	77	65	59	74	82	79	77	86	91	76	41	56	31
Deckung der Moosschicht (%)	32	37	56	46	46	47	36	51	25	24	5.8	33	31	36	53	40	45	56	26	16	32	29	28	68	42	43
mittlere N-Zahl qual.	2.9	3.2	3.9	3.6	4.0	5.1	4.3	4.4	4.8	4.3	4.0	3.6	3.6	4.5	4.5	5.3	4.9	4.7	5.0	5.6	5.4	5.4	5.4	5.5	5.4	5.2
mittler R-Zahl qual.	4.5	3.5	4.0	3.4	3.9	4.2	3.5	3.9	4.0	3.2	5.4	4.4	5.4	4.9	5.1	5.1	5.2	5.2	6.1	5.5	5.6	5.2	5.1	5.2	5.3	4.2
mittlere F-Zahl qual.	3.9	4.4	4.6	4.9	4.5	4.9	4.9	5.0	4.8	4.6	4.3	4.3	4.3	4.8	4.6	4.7	4.6	5.5	4.6	4.7	4.8	4.9	5.0	4.7	5.0	4.7
mittlere L-Zahl qual.	7.5	7.0	7.1	6.9	7.1	7.0	6.9	6.7	6.7	6.4	7.2	7.5	7.2	6.9	7.0	6.9	6.8	6.9	7.1	7.2	7.1	7.1	7.0	7.0	7.0	6.5
Cytisus scoparius, Strauchschicht	50.a-4	93 +-3	100 4-5	100 b-3	100 +-3	100 +-b	100 a-4	100 b-4	100 +-4	40 a-3	83 +-3	75 b-3	29 a	83 +-3	100 3-5	100 b-5	91 +-3	100 b-5	89 a-3	100 3-5	100 3-5	100 +-3	100 a-5	86 +-3	94 +-4	100 r-4
Cytisus scoparius, abgestorben	33 +	57 +-a	73 +-a	100 +-3	100 a-b	100 +-3	80 +-b	55 +-b	43 +-a	20 a	33 +	25 a	14 +	33 +	53 +	100 a-b	100 a-3	100 +-b	44 +	80 +	100 +-a	100 +-b	88 +-b	86 a-3	100 +-b	29 +-b
Cytisus scoparius, juvenil oder Austrieb	100 +-1	36 +-1	7 +	20 +	11 1	.	10 +	18 +	43 +	80 1-a	100 +-1	50 1-b	71 1-a	50 +-a	13 +	33 1	27 +-b	.	56 +	20 +	.	11 +	13 +	14 +	13 +-1	43 +-1
Cytisus scoparius, Keimlinge	33 1	7 +	.	20 1	22 +	.	10 1	.	14 +	40 +-1	17 +	25 +	14 +	17 +	13 +-1	33 +-1	36 1-m	17 +	11 +	.	.	.	.	.	13 1	71 +

Sukzessionsreihe stark bodensaurer Standorte

d1 Beweideter Therophytenreicher Borstgrasrasen

Aira caryophyllea	83 +-m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis stricta	67 1-b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygala vulgaris	83 +-m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	43 +-m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphrasia stricta	50 +-m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Teesdalia nudicaulis	33 +-m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhytidium rugosum^m	33 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Jasione montana	17 +	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d7 Rubo plicati-Sarothamnetum																										
Rubus plicatus^s, k	.	14 +	.	20 1	.	.	70 a-4	9 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 a	.	.	.	.	.	.	6 1	.
Rubus adornatus^s	.	.	.	.	.	.	20 a-3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus vulgaris^s	.	.	.	.	.	.	20 3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Orobanche rapum-genistae	.	.	7 +	20 +	.	.	10 +	27 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	.	.	11 +	.	.	6 +	.
d8 Vorwaldstadien																										
Sorbus aucuparia^b	.	.	.	.	.	.	.	18 +-4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pendula^b	.	.	.	.	.	.	10 a	18 a-3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix caprea^b	.	.	.	.	.	.	.	18 a-3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia^s	.	.	.	20 +	11 +	40 +	10 +	18 +-1	43 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	11 +	13 +	.	.	14 +
Quercus petraea^s	.	.	.	.	.	.	.	18 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix caprea^s	.	7 +	.	.	.	.	.	9 +	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	.	.	.	.	.	13 a	.	.	14 +
d9/10 Bodensaure Kahlschl%-ge und Traubeneichenwald																										
Dicranum scoparium	17 m	29 +-a	33 +-m	.	11 +	.	.	.	43 m-a	100 1-3	17 1	50 m	.	8 m	.	17 m	.	.	11 a	20 a	.	11 m	.	.	.	29 a
Polytrichum formosum	17 m	.	7 +	20 m	.	.	.	.	29 +-m	80 +-1	.	25 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	11 +	.	.	.	43 1-m
Quercus petraea^b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	40 a-b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula luzuloides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	40 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +
D2-10 Sukzessionsreihe der vergrasten Borstgrasrasen und anderer stark bodensaurer Standorte																										
Avenella flexuosa	.	100 m-5	67 1-4	80 b-4	100 a-5	100 +-3	40 +-3	73 1-5	100 a-4	100 a-3	.	.	.	17 1-m	13 +-b	17 +	18 +-m	.	.	20 a	.	.	25 +-1	.	13 +-a	43 a-b
Teucrium scorodonia	.	36 1-3	13 1-a	40 1-a	22 1-3	20 +	70 1-3	73 1-b	14 1	.	17 1	.	.	.	7 a	.	.	.	11 a	.	40 +-b	22 a-b	13 b	14 a	19 1-a	29 +-1
Galium harcynicum	.	29 a	13 1-a	20 a	.	40 m-b	30 1-a	9 b	29 1-a	.	.	.	.	17 a-b	7 1	.	9 1	.	11 +	.	.	.	.	.	.	.

Sukzessionsreihe saurer bis mittlerer Standorte

Ausbildungen der Festuca rubra-Agrostis tenuis-Ges.

d11 Initialflur

Senecio jacobaea	.	7 1	.	.	.	.	.	.	.	.	83 +-1	.	.	8 +	13 +	.	9 +	.	33 +-1	.	40 +-1	11 +	.	.	.	.
Senecio viscosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	67 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	13 +	.	.	.
Scleranthus perennis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	50 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peltigera didactyla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	33 m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d12 Kryptogamenreiche Ausbildung																										
Polytrichum piliferum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	67 m-a	100 1-b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceratodon purpureus	17 m	.	13 1-m	.	.	.	10 m	9 1	29 +-1	.	67 m	75 1-a	14 1	17 +-1	7 +	.	.	.	.	20 +	.	.	.	14 m	.	.
Cladonia pyxidata	.	14 1	.	.	.	.	.	.	.	40 +-m	33 m	50 m	14 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum juniperinum	.	7 m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	50 1-b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia foliacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia uncialis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa pratensis angustifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 a	57 1-a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d13 Weide-Ausbildung																										
S%-urezeiger																										
Luzula campestris campestris	100 m-a	14 +-m	7 m	.	.	.	.	43 1-m	.	.	.	.	100 m	42 +-a	7 1	.	9 +	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +
Hypochoeris radicata	17 +	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	17 1	.	71 +-1	.	7 +	17 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Basenzeiger																										
Lotus corniculatus	67 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	86 1-m	8 1	20 +-1	17 1	.	.	.	20 +	20 +	.	.	.	.	.
Trifolium repens	50 1-m	.	.	.	11 +	.	.	.	.	.	.	.	86 m-a	8 +	7 1	.	9 +	.	11 1	.	20 1	.	13 +	.	.	.
Ranunculus bulbosus	17 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	57 1-m	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium campestre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	43 1	.	.	.	.	.	.	.	20 +	.	.	.	.	.
Peltigera canina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	43 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Indifferente																										
Trisetum flavescens	50 1-m	.	.	.	.	.	.	.	14 1	.	.	.	86 1-m	17 +	27 +-m	33 +-1	45 +-1	.	11 +	.	60 1	.	38 +-1	14 1	13 +	.
Hieracium pilosella	100 m-b	21 m-a	7 1	.	.	.	.	.	.	.	50 1	25 m	86 1-a	.	.	.	9 1	.	.	.	.	.	13 +	.	.	.
Thymus pulegioides	100 m-b	7 1	13 1	.	.	.	.	.	.	.	33 +	25 1	43 1-a	.	13 1-a	.	.	.	22 +-1	.	20 +	.	.	.	.	.
Leucanthemum vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	86 +-m	.	13 1	.	18 r-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cynosurus cristatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	71 1-m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cerastium holosteoides	.	.	7 m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	57 +-1	.	.	.	9 +	.	.	.	.	.	.	14 +	.	.
d14 Feuchte Ausbildung																										
Vicia cracca	.	.	.	.	11 +	.	10 +	.	.	.	.	.	.	8 +	13 +	.	27 +	83 +-1	11 +	20 +	.	.	13 +	14 +	.	.
Lotus uliginosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 +	.	.	67 1	11 1	.	.	.	.	.	.	.
Selinum carvifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	.	.	50 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium palustre	.	.	.	.	11 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	50 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex hirta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	50 1-a	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum maculatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	33 +	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 a	.	.	.	.	.	.	.	.

(D11-18) Schwerpunkt Festuca rubra-Agrostis tenuis-Gesellschaft

Poa pratensis pratensis	.	.	7 1	.	11 m	20 m	.	18 1-a	.	.	50 +-m	25 3	14 1	58 +-a	13 m-b	17 +	45 1-m	67 1-m	.	20 1	.	11 1	13 m	29 1	6 1	.
Plantago lanceolata	67 +-1	.	.	.	11 +	.	.	.	.	.	50 +-1	25 1	71 1-a	33 +-m	20 +-1	17 1	36 +-m	.	22 +	.	.	11 r	25 1	.	.	.
Rumex acetosa	.	7 +	.	.	.	20 +	.	9 1	.	.	.	.	43 +-1	17 +-1	20 +	17 +	18 +-1	33 +	.	.	.	11 +	38 +-1	43 +-1	6 +	.
Ranunculus repens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	.	17 +-1	20 +-1	17 +	18 +-1	33 a	.	.	20 +	.	38 +-1	.	13 +-m	.
Veronica chamaedrys	.	.	.	.	11 1	.	.	.	.	.	.	14 m	33 1-m	.	.	17 1	9 1	17 a	11 a	.	20 m	.	13 +	.	6 +	.
Leontodon autumnalis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	67 +-1	.	29 1-m	8 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Genista tinctoria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 r	29 +-1	8 m	7 1	.	9 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.
D19-22 Arrhenatherum elatius-Dominanzgesellschaft																										
Arrhenatherum elatius	33 +-a	7 +	13 +-1	20 a	22 r-+	40 +-1	30 m-4	55 1-b	29 +-a	.	33 +-a	50 +	14 +	42 1-b	40 1-b	83 +-a	55 +-1	17 b	100 a-3	100 a-4	100 a-5	100 3-5	38 a-b	71 +-m	69 +-3	.
d23 Calamagrostis-Dominanzges.																										
Calamagrostis epigejos	.	.	.	.	11 b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	33 +-a	.	.	.	.	100 a-5	.	.	.
d6, d24 Rubus idaeus-Gesellschaft																										
Rubus idaeus^s	.	14 1-a	.	20 +	22 +-b	100 b-4	10 1	18 1	29 1	.	.	.	.	.	7 +	17 a	18 1-a	50 +-a	.	.	.	.	25 +-1	100 a-5	38 +-3	71 +-3
d25 Anspruchsvolle Vorm%-ntel und Geb sche Pruno-Rubion radulae / Prunetalia-Stadien																										
Rubus goniophorus^s	.	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	33 +	.	.	.	.	13 +	.	44 +-b	43 +-a
Rubus rudis^s, k	33 +	.	14 1	.	.	40 +	.	9 1	43 +	.	.	.	.	.	.	17 +	.	.	11 +	.	.	11 a	38 +-b	.	44 +-3	43 1-a
Rubus orthostachyoides^s,k	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	12 1-3	.
Rubus cuspidatus^s	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6 b	.
Rubus hadracanthos^s	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6 1	.
Rubus bifrons^s	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6 4	.
Rubus caesius^k	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6 1	.
Sambucus nigra^s, k	.	.	.	.	.	40 +-a	10 +	.	.	.	.	.	.	8 +	7 +	17 a	.	.	11 r	.	.	.	26 +	14 a	69 +-3	14 +
Dryopteris filix-mas	.	.	.	.	11 r	20 +	.	.	14 +	.	.	.	.	.	13 r-+	.	9 r	.	.	.	.	.	.	14 r	31 +-a	.
Prunus spinosa^s	.	.	7 4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 a	13 b-3	.	.	33 1	22 1-3	20 a	.	.	13 +	14 3	31 +-4	.
Prunus spinosa^k	33 +	.	7 +	.	.	.	10 +	.	.	.	.	.	.	33 +-a	20 +-b	33 1	27 r-1	17 +	44 +-1	20 1	20 +	.	25 1-b	29 +-1	31 +-1	.
d25 Bodenfrische W%-lder																										
Poa nemoralis	.	.	7 a	.	.	.	10 a	9 1	14 a	40 +-b	17 +	.	.	8 m	13 1	.	.	.	.	.	.	11 +	.	.	.	57 m-a
Fagus sylvatica^b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20 a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +
Carpinus betulus^k	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	43 +-1
Pinus sylvestris^b	.	.	.	.	.	.	.	9 +	.	.	.	.	.	.	.	.	9 3	.	.	.	.	.	.	.	.	29 b
Carpinus betulus^b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 a-3
Picea abies^b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 b-3
Dryopteris carthusiana	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 +	43 r-+
Galium odoratum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +
Impatiens parviflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 1
Milium effusum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +

Kennarten der Calluno-Ulicetea

Galium pusillum pumilum	17 1	7 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nardus stricta	.	29 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Danthonia decumbens	50 +-1	14 +	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca tenuifolia	100 1-b	50 +-a	7 a	.	22 1-a	.	.	.	.	.	.	50 a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia ciliata	17 +	7 3	7 a	.	11 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola canina	.	14 +	7 1	.	22 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20 +-1	.	.	33 +-1	.	.	.	.	25 1	.	.	.	.
Juniperus communis^b, s	.	14 +-a	7 a	40 a-3	22 a-3	20 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calluna vulgaris	33 a-b	43 +-3	27 +-b	40 +-a	33 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosella	67 +-m	29 +-m	53 1-a	.	11 1	.	10 m	.	.	.	.	50 m	14 m	17 +-m	13 1-m	33 m-a	27 +-m	.	.	.	.	.	.	.	6 1	86 1-m
Pleurozium schreberi	100 m-4	64 m-5	53 m-4	40 1-3	56 1-3	.	.	.	60 +-a	.	.	25 m	.	.	13 a	.	.	17 a	11 3	.	.	.	.	.	6 b	43 +-3
Potentilla erecta	50 1-m	14 1	27 +-m	.	11 1	20 1	.	.	29 +	.	67 1-1	.	.	.	7 a	.	9 r	50 +-1	.	.	.	.	25 1-m	.	.	.
Hypnum jutlandicum	.	7 1	27 m-b	.	22 1-a	.	.	9 3	71 1-a	.	.	.	.	6 a	.	.	.	.	.	20 m	.	.	25 m-3	.	.	23 m
Carex pilulifera	.	21 +-1	7 +	.	.	.	.	.	29 +-1	.	.	.	.	8 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 +
Dianthus deltoides	.	7 m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 r	43 +-1	.	7 +	17 +	18 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Kennarten der Festuco-Brometea / Basenzeiger																										
												50 +-1		8 1	7 +								13 1			

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Carpinus betulus^k	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	43 +-1
Pinus sylvestris^b	.	.	.	.	.	.	.	9 +	.	.	.	.	.	.	.	.	9 3	.	.	.	.	.	.	.	.	29 b
Carpinus betulus^b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 a-3
Picea abies^b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 b-3
Dryopteris carthusiana	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 +	43 r-+
Galium odoratum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +
Impatiens parviflora	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 1
Milium effusum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +
Kennarten der Calluno-Ulicetea																										
Galium pusillum pumilum	17 1	7 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nardus stricta	.	29 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Danthonia decumbens	50 +-1	14 +	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca tenuifolia	100 1-b	50 +-a	7 a	.	22 1-a	.	.	.	.	.	.	50 a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia ciliata	17 +	7 3	7 a	.	11 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola canina	.	14 +	7 1	.	22 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20 +-1	.	.	33 +-1	.	.	.	.	25 1	.	.	.
Juniperus communis^b, s	.	14 +-a	7 a	40 a-3	22 a-3	20 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calluna vulgaris	33 a-b	43 +-3	27 +-b	40 +-a	33 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosella	67 +-m	29 +-m	53 1-a	.	11 1	.	10 m	.	.	.	.	50 m	14 m	17 +-m	13 1-m	33 m-a	27 +-m	.	.	.	.	.	.	.	6 1	86 1-m
Pleurozium schreberi	100 m-4	64 m-5	53 m-4	40 1-3	56 1-3	.	.	.	.	60 +-a	.	25 m	.	.	13 a	.	.	17 a	11 3	.	.	.	.	.	6 b	43 +-3
Potentilla erecta	50 1-m	14 1	27 +-m	.	11 1	20 1	.	.	29 +	.	67 +-1	.	.	.	7 a	.	9 r	50 +-1	.	.	.	.	25 1-m	.	.	.
Hypnum jutlandicum	.	7 1	27 m-b	.	22 1-a	.	.	9 3	71 1-a	.	.	.	.	8 a	.	.	.	.	.	20 m	.	.	25 m-3	.	.	29 m
Carex pilulifera	.	21 +-1	7 +	.	.	.	.	.	29 +-1	.	.	.	.	8 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 +
Dianthus deltoides	.	7 m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 r	43 +-1	.	7 +	17 +	18 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Kennarten der Festuco-Brometea / Basenzeiger																										
Festuca lemanii	17 a	36 1-a	.	20 1	22 +-1	.	.	.	.	.	.	50 +-1	.	8 1	7 +	.	.	.	.	.	.	.	13 1	.	.	.
Sanguisorba minor	50 +-1	14 +-1	.	.	11 r	.	.	.	.	.	.	.	57 1	8 +	20 +-1	.	9 +	.	22 1	.	.	.	.	.	.	.
Carlina vulgaris	33 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 1	.	.	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Schwerpunkt in der Festuca rubra-Agrostis tenuis-Ges. und der Arrhenatherum-Dominanzges.																										
Molinio-Arrhenatheretalia-Arten																										
Galium mollugo album	.	7 1	7 +	.	22 +-3	20 b	10 1	18 1-b	29 +-1	.	50 +-1	25 +	29 +-1	58 +-3	53 +-a	33 m-a	45 a	67 1-m	78 +-a	20 1	100 1-a	33 +-a	63 1-a	43 +-a	44 +-a	.
Dactylis glomerata	.	.	13 +-1	.	11 1	.	10 1	36 +	14 +	20 +	67 +-1	50 +	29 +	50 +-a	40 +-a	33 +-a	45 +-1	83 +-a	56 +-a	60 +-a	100 +-m	67 +-1	38 +-a	.	25 +-1	.
Heracleum sphondylium	.	.	.	.	.	.	10 r	9 +	.	.	.	.	.	17 1	.	17 +	18 r	33 +	33 +	60 +-1	40 +	11 +	13 +	29 +	19 +-1	.
Anthriscus sylvestris	.	.	.	.	.	.	10 +	9 +	.	.	.	.	.	17 1-a	.	33 +-1	27 r-+	33 +	11 1	40 1-3	20 1	33 +-1	13 +	29 +-1	.	.
Alopecurus pratensis	.	.	.	.	.	.	10 1	.	.	.	.	.	.	.	20 +-1	50 +-1	18 +-1	.	22 +-1	20 +	20 +	22 +	.	.	13 +-1	.
Phleum pratense pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	14 1	17 1	20 +-1	17 1	27 +-1	.	11 1	40 1	20 1	.	.	.	.	.
Lathyrus pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8 1	.	.	9 +	.	11 1	.	20 1	.	13 +	.	.	.
Origanetalia-Arten																										
Stellaria holostea	.	.	.	.	.	.	.	.	43 1-b	20 1	.	.	.	33 1-b	7 1	50 m-a	36 +-a	33 1-a	11 m	40 1	.	11 b	13 m	14 a	13 +-a	29 1-a
Trifolium medium	17 m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 1	8 a	13 m	17 +	18 m-a	.	22 1-a	20 a	40 +-1	.	.	14 a	6 1	.
Clinopodium vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +-1	7 +	.	.	.	33 +-a	.	20 1	.	.	.	.	.
Agrimonia eupatoria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 +	.	.	.	.	.	11 1	.	20 +	.	.	.	6 +	.
Viola hirta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	.	.	7 +	.	.	.	22 1-a	.	.	.	.	.	.	.
Artemisietea-Arten																										
Galium aparine aparine	.	.	.	.	.	.	10 1	.	.	.	.	.	.	17 r-1	7 m	50 1-m	27 1	.	22 +	40 +-m	.	11 +	13 1	43 +-1	19 +-1	14 1
Urtica dioica	.	.	.	.	.	.	10 1	9 +	.	.	.	.	.	17 +	13 +-1	17 +	18 r-b	.	11 a	40 +-1	60 1	11 +	25 1	.	19 +-1	29 1
Cirsium arvense	.	.	.	.	.	.	10 +	9 +	.	.	.	.	14 1	8 1	7 +	33 +	27 1	.	22 1	20 1	.	.	25 +	14 +	31 +-1	.
Tanacetum vulgare	.	.	.	.	.	.	10 +	.	.	.	.	.	.	8 a	20 +-a	.	9 1	.	22 +-3	20 1	20 m	22 +-a	.	.	6 +	.
Artemisia vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8 1	.	.	.	.	11 +	.	20 +	11 +	13 1	.	.	.
Linaria vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 1	.	.	.	.	20 +	.	11 1	25 1	.	.	.
Ackerunkr‰uter s.l.																										
Vicia hirsuta	17 +	.	.	.	.	.	.	9 +	.	.	17 +	.	.	8 1	.	.	9 +	.	56 r-1	20 +	20 +	.	.	.	.	.
Vicia sativa angustifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +	.	20 +	17 1	.	17 +	11 r	20 +	.	.	13 +	.	.	.
Convolvulus arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	9 r	.	22 +-1	.	.	.	13 m	.	19 +-1	.
Viola tricolor arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 r	33 +	.	.	11 +	.	.	.	13 1	.	.	.
Gemeinsame Arten der drei verbuschenden Rasengesellschaften																										
Magerkeitszeiger																										
Agrostis tenuis	83 +-b	71 +-a	87 1-b	80 1-b	56 +-b	80 m-3	100 m-3	82 a-3	71 1-4	.	83 1-a	100 m-b	100 1-b	92 m-4	93 m-4	100 m-3	82 1-3	100 m-b	67 +-m	60 m-a	60 a-b	67 1-b	63 1-3	57 1-m	81 m-4	57 1-b
Pimpinella saxifraga	17 m	21 +-1	.	.	11 +	.	10 +	9 +	.	.	17 +	50 +-1	100 1-a	50 +-1	73 +-1	100 r-1	36 +-m	50 +-1	44 +-m	60 +	40 +-1	11 +	13 +	14 +	13 r-+	.
Hypericum perforatum	67 +-1	14 +-1	13 +	.	22 +-1	.	.	18 +	43 +-1	.	100 +-1	.	29 +	50 +-m	33 +-1	50 +-a	55 r-1	.	44 +-1	40 1	40 +	22 +	.	.	31 +-1	.
Galium verum	17 +	7 a	27 +-1	.	.	20 1	.	.	.	.	.	25 +	43 1-a	17 1-m	27 +-m	17 +	64 1-b	33 +-1	11 1	20 +	20 +	11 +	13 1	29 +-1	.	.
Stellaria graminea	.	.	7 1	.	11 1	20 m	.	.	29 1-m	.	.	.	57 1	25 +-1	20 +-1	50 +-m	.	33 1	22 1-m	20 1	40 +	.	13 1	.	13 +-a	.
Campanula rotundifolia	.	29 +-1	13 +-1	40 1	22 +	20 +	10 1	9 +	.	.	.	.	71 +-1	17 +-1	7 1	17 +	.	17 +	11 +	.	.	11 +	.	.	6 +	14 1
Ononis repens	50 +	7 1	.	20 +	.	.	.	.	.	.	17 +	.	29 +-1	17 +-a	7 1	.	.	.	11 +	20 +	20 1	.	13 +	14 +	.	.
Indifferente Gr¸nlandarten																										
Festuca rubra rubra	50 1-a	64 +-3	80 1-b	60 1-b	56 1-a	100 1-a	80 1-3	45 m-3	43 +-a	.	33 1-a	75 b-4	100 a-3	92 1-4	87 1-4	67 r-1	91 +-4	100 1-b	89 +-3	80 +-3	80 a-3	67 1-a	63 1-4	86 +-b	81 1-4	14 1
Achillea millefolium millefolium	83 +-a	14 1	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	25 +	86 a-b	42 +-m	60 +-m	50 +-1	55 1-m	.	56 +-m	40 +-m	40 +-m	22 +-1	25 1-a	14 +	19 +-1	.
Centaurea jacea	.	7 +	.	.	11 +	.	.	.	.	.	50 +-1	.	100 +-1	17 1	7 1	33 +	45 +-1	.	22 +	20 a	40 +-1	11 +	.	.	6 +	.
Holcus lanatus	83 1-a	7 1	13 +-a	.	.	.	.	9 1	14 +	.	17 +	.	100 1-m	25 +-1	47 +-a	17 1	27 1	83 +-b	.	20 1	60 +-1	.	25 1	.	25 +-1	29 +-1
Avenochloa pubescens	17 +	.	13 1	.	11 +	.	.	.	.	.	.	.	14 +	.	13 +	17 +	27 1-a	50 1-a	22 +-1	20 1	20 +	.	13 1	43 1-a	.	.
Knautia arvensis	.	.	.	20 +	22 +-1	.	.	.	.	.	.	25 +	14 +	.	7 +	17 +	27 +-1	.	44 +-1	.	40 +-1	.	13 1	29 +	.	.
Poa trivialis	.	.	.	.	.	.	.	9 m	.	.	.	.	.	.	.	17 1	18 1	.	22 +-m	.	20 +	.	.	29 1-m	6 a	14 1
Agrostis stolonifera	.	.	13 1	.	11 b	.	10 1	9 a	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	33 1-m	.	20 1	.	.	.	.	6 m	.
Anthoxanthum odoratum	100 +-m	7 1	7 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 +	.	18 1-a	.	.	.	.	.	13 1	.	.	.
Bromus hordeaceus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 +-1	.	7 +	.	.	.	.	.	20 +	.	.	.	6 +	.
Brache- und Saumzeiger																										
Holcus mollis	.	14 +-a	20 +-a	40 a	.	.	80 1-3	45 a-3	.	20 m	.	.	.	33 m-a	40 +-3	67 m-b	36 a-3	33 1-a	11 m	20 m	20 1	22 a-b	13 1	43 a-3	56 +-3	.
Deschampsia cespitosa	.	.	.	40 r-+	.	20 +	.	18 r-a	29 +	.	17 r	.	.	25 +	13 +-1	.	9 1	50 a-3	11 +	.	.	11 +	25 +-a	.	31 +-a	.
Campanula rapunculus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	71 +-1	.	13 +-1	50 +-1	18 r-+	.	11 +	20 +	.	.	13 1	.	.	.
Ruderale Stickstoffzeiger																										
Galeopsis tetrahit	.	.	7 r	20 1	22 +-a	40 +	20 +	9 +	14 +	.	.	.	.	8 +	27 +-1	100 r-m	45 +-1	83 +-b	33 +-a	40 +-1	60 r-1	33 +-m	13 1	57 +-a	75 +-3	14 1
Agropyron repens	17 1	.	.	.	.	20 1	30 1	.	14 1	.	17 1	.	.	.	27 +-b	33 1-m	45 +-b	.	33 +-b	20 1	.	11 a	25 m-a	43 1-a	6 a	.
Cirsium vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	14 +	.	13 +	.	.	.	.	.	.	.	13 r	.	13 +	.
Torilis japonica	.	.	.	.	.	.	.	9 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	22 +	.	20 +	.	.	.	19 +-1	.
Epilobietea-Arten																										
Digitalis purpurea	.	.	13 +-1	40 r-1	.	60 +-1	30 +-1	27 r-1	57 +-1	20 +	.	.	.	17 1	13 +	17 +	18 +-1	.	11 1	20 +	40 +	22 +	13 +	14 +	31 +-a	29 +-1
Epilobium angustifolium	.	7 +	7 +	.	22 +-1	20 +	20 +-1	18 +	29 1	40 r-+	.	.	.	.	7 +	17 +	18 +-1	.	.	40 +-1	20 +	11 +	38 +	14 1	6 +	100 +-1
Senecio sylvaticus	.	.	40 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8 1	13 1	33 +-1	9 1	17 +	.	.	.	.	.	14 +	13 1	.
Senecio fuchsii	.	.	.	.	11 r	20 +	10 1	.	57 r-1	.	.	.	.	8 +	.	.	.	17 +	.	.	20 +	.	13 +	.	13 +-1	43 +-m
Fragaria vesca	.	.	.	20 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 +	13 +-1	.	.	.	11 1	20 +	.	.	.	.	.	29 +-1
Gnaphalium sylvaticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8 +	13 +	33 +	.	.	.	.	20 +	.	13 1	.	.	.
Rhamno-Prunetea																										
OC Pruno-Rubion radulae																										
Rubus fruticosus agg.^k	.	.	7 +	.	.	.	.	9 +	.	.	.	.	.	8 +	.	17 +	18 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus corylifolius agg.^s,k	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	50 +	.	.	14 a-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6 a	.
VC Prunetalia spinosae																										
Rosa sp.^k	17 +	.	13 +	20 +	.	.	.	.	.	20 r	17 +	25 +	.	.	27 +	33 +	9 +	.	11 +	.	20 +	.	.	.	6 +	14 +
Rosa canina agg.^s, k	50 +	.	7 +	20 +	22 +	.	.	9 +	.	.	17 +	.	.	8 +	27 +	.	9 +	.	.	.	20 +	.	.	.	6 +	.
Rosa canina var. canina^s, k	.	21 +-a	.	.	22 a-3	40 +	20 +	.	.	.	.	.	.	.	14 +	.	.	.	.	.	60 +-a	.	.	14 b	19 +-3	.
Rosa canina var. squarrosa^s, k	17 +	.	21 +	.	.	.	10 +	.	.	.	17 +	.	.	8 +	.	.	.	.	11 a	.	.	.	13 +	.	19 +-a	.
Rosa corymbifera agg.^s	.	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8 a	.	.	9 +	.	.	20 +	20 a	11 +	.	.	.	.
Crataegus monogyna agg.^s	.	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 +-a	.	.	.	.	11 +	40 +	.	11 +	.	14 r	12 +	.
Rosa rubiginosa^s	.	14 +-a	14 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rosa subcollina^s	.	.	.	.	11 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6 +	.
Rosa obtusifolia^s	.	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6 +	.
Rosa tomentosa^s	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6 +	.
VC Sambucetalia racemosae																										
Rubus idaeus^k	.	29 1	20 +	20 1	33 +-1	.	10 +	36 +-1	57 +-1	20 r	.	.	.	17 +-1	27 r-1	33 +	36 +-1	33 +	33 +-1	60 1-m	80 +-a	22 +-1	50 +-a	43 1	38 +-b	57 +-1
Sambucus racemosa^s,k	.	.	.	.	11 +	20 a	.	9 +	43 +-a	0 +	.	.	.	.	.	17 b	45 r-+	.	.	20 +	.	22 +	.	14 a	13 +-1	86 +
Sorbus aucuparia^k	.	14 +	.	.	.	.	.	9 +	29 +	.	.	.	.	.	.	.	9 +	.	.	.	.	.	.	.	.	57 +-1
Salix caprea^k	.	.	.	.	.	.	.	9 +	.	.	.	.	.	.	.	17 +	.	.	11 +	.	.	.	13 +	.	.	.
Franguletea-Arten																										
Frangula alnus^s, k	.	21 +-a	.	20 +	.	.	10 +	38 +-a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	25 +-b	.
Salix cinerea^k	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	11 +	.	.	.	.	.	.	.
Betula pendula^s, k	.	7 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	11 +	.	.	11 +	.	.	.	.
Populus tremula^s, k	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +	.	.	.	.	.	.	17 +	.	.	11 +	.	.	.	13 a	.	.	.
Querco-Fagetea-Arten																										
Quercus robur^s	.	.	.	.	11 +	40 +	10 +	.	.	.	.	.	.	8 +	7 +	.	9 +	.	.	.	.	11 a	.	.	13 +	14 +
Quercus robur^k	17 r	7 +	7 +	.	11 +	.	.	18 +	29 +	.	.	.	.	17 +-1	.	17 +	18 +	.	22 +	20 +	.	11 +	.	29 +	6 +	29 +
Quercus petraea^k	.	.	.	.	.	.	.	27 +-1	.	80 r-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	29 +
Fagus sylvatica^k	.	.	.	.	.	.	.	9 +	.	20 +	.	.	.	.	.	.	18 +	.	.	.	.	.	13 +	.	6 r	29 +
Pinus sylvestris^s	.	7 +	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 r	.	.	.	.	.	.	.	13 +	.	.	.
Pinus sylvestris^k	33 r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola riviniana	.	.	.	.	11 1	.	.	.	14 +	20 +	.	.	.	25 +-1	.	.	18 +-1	.	.	.	20 +	.	.	.	6 +	14 +
Moehringia trinervia	.	.	13 +-1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 m	17 +	18 1-m	.	.	.	20 1	.	.	.	.	14 +
Quercetelia robori-petraeae - Arten																										
Hieracium lachenalii	.	14 +-a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	14 +	17 +	13 +-1	.	9 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium laevigatum	.	7 1	.	.	11 +	.	.	18 +	.	.	.	.	.	8 m	13 +	.	.	.	11 1	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium umbellatum	.	.	.	20 1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7 r	17 1	.	17 +	.	.	.	.	13 +	.	.	.
Kryptogamenschicht																										
Rhytidiadelphus squarrosus	.	43 m-a	33 m-5	80 m-4	56 a-5	100 m-5	80 m-4	64 a-5	14 4	.	.	25 b	86 m-3	50 m-4	93 a-5	67 a-3	73 a-5	67 a-5	67 m-5	40 3	80 a-4	56 m-5	50 m-3	43 3-5	88 m-5	14 a
Plagiomnium affine	17 m	14 m	40 +-3	40 m	33 m	40 m	80 m-a	18 m-a	14 m	.	.	50 m	14 +	8 m	67 m-b	50 m-b	18 m	50 m-a	33 m-a	40 m-b	80 m-a	44 m	63 m	43 m-3	69 +-a	.
Scleropodium purum	83 m-3	21 m-5	33 m-3	80 a-b	33 a-4	20 m	30 m-b	9 a	.	.	17 m	50 m-b	57 +-a	33 1-3	60 m-3	50 a-b	36 m	50 a-3	44 m-b	20 m	60 m-b	44 m-b	50 m-a	14 3	38 m-4	29 a
Brachythecium rutabulum	.	7 b	20 b-3	40 a	.	40 m-a	40 a	36 a-3	29 1	.	.	.	.	8 a	13 +-m	33 m-a	9 m	50 m-a	.	.	40 a	11 a	38 1-a	29 1-4	19 m-a	29 b
Brachythecium albicans	17 m	.	27 m-b	20 1	11 m	.	10 m	.	.	20 m	33 1-m	50 m-a	.	.	7 m	.	18 m	.	11 m	.	20 m	33 m-a	.	.	6 a	14 a
Hypnum cupressiforme var. lacunosum	33 m	14 +-1	7 +	.	.	.	.	.	.	60 +-m	33 m	25 m	14 a	.	.	.	.	.	11 m	.	20 +	.	.	.	6 1	.
Eurhynchium praelongum	.	7 1	7 m	.	.	.	10 m	.	14 1	.	.	.	.	.	.	.	9 +	17 1	.	.	.	.	.	.	6 1	14 1
Cladonia furcata ssp. furcata	33 m	14 1-m	7 1	.	11 1	.	.	.	.	40 +-a	.	50 m-b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophocolea bidentata	.	.	.	.	.	.	.	.	29 1	.	.	.	.	8 1	13 1-m	.	.	.	.	.	.	.	13 m	.	.	14 m

Mit geringer Stetigkeit kamen folgende Arten (Spalte Nr. / %-Stetigkeit) vor:

Gef‰flpflanzen: Taraxacum officinale agg.: 11/17; 19/11; 21/20; 23/13; 26/14; Agrostis gigantea: 8/9; 18/33; 22/11; Brachypodium sylvaticum: 14/8; 15/7; 25/6; Campanula patula: 15/7; 19/11; 23/13; Carex leporina: 7/10; 12/25; 14/8; Centaurea scabiosa: 15/7; 18/17; 19/22; Crepis capillaris: 13/14; 15/7; 21/20; Juncus effusus: 7/10; 9/29; 14/8; Picea abies: 8/9; 9/14; 26/14; Prunus cerasus^s: 3/7; 17/9; 19/11; Ranunculus acris: 5/11; 6/20; 14/8; Trifolium arvense: 11/17; 12/25; 19/11; Verbascum nigrum: 6/20; 18/17; 19/11; Vicia sp.: 1/17; 6/20; 18/17; Vicia tetrasperma: 8/9; 11/17; 19/11; Agropyron caninum: 16/17; 25/6; Ajuga reptans: 23/13; 25/6; Alchemilla vulgaris agg.: 15/7; 19/11; Anthemis arvensis: 13/14; 16/33; Epilobium parviflorum: 14/8; 25/6; Glechoma hederacea: 14/8; 25/6; Lamium album: 20/40; 21/20; Lamium purpureum: 14/8; 18/17; Lapsana communis: 16/33; 19/11; Lathyrus latifolius: 19/22; 25/6; Leontodon hispidus: 13/29; 19/11; Malva moschata: 15/7; 18/17; Mycelis muralis: 16/17; 26/29; Raphanus raphanistrum agg.: 16/17; 25/6; Sedum telephium maximum: 16/17; 17/9; Silene pratensis: 15/7; 19/11; Trifolium pratense: 13/43; 21/20; Abies grandis: 17/18; Amelanchier lamarckii: 17/18; Anagallis arvensis: 16/17; Avenochloa pratensis: 1/17; Betonica officinalis: 2/7; Cirsium acaule: 15/7; Corylus avellana^s: 24/14; Crataegus laevigata agg.^s: 25/6; Crataegus x calycina^s: 5/11; Eupatorium cannabinum: 19/11; Fallopia convolvulus: 25/6; Festuca ovina agg.: 13/29; Festuca pratensis: 12/25; Festuca rubra agg.: 11/33; Fraxinus excelsior: 19/22; Geranium robertianum: 26/14; Heracleum mantegazzianum:18/17; Hieracium racemosum: 11/17; Hieracium sabaudum: 2/7; Hieracium sp.: 1/17; Inula conyza: 19/11; Inula salicina: 19/11; Lactuca serriola: 20/20; Lolium perenne: 21/20; Malus sylvestris agg.^s: 25/6; Medicago lupulina: 11/17; Medicago sativa sativa: 11/17; Melampyrum pratense: 10/20; Melilotus alba: 19/22; Myosotis ramosissima: 17/9; Pastinaca sativa: 19/11; Phleum pratense bertolonii: 14/8; Picris hieracioides agg.: 19/22; Plantago major: 19/11; Poa annua: 21/20; Polygonum persicaria: 16/17; Prunus avium: 17/9; Prunus avium^s: 23/13; Prunus serotina^s: 26/14; Rumex obtusifolius: 22/11; Rumex sanguineus: 25/6; Salix sp.: 18/17; Sanguisorba officinalis: 18/17; Scrophularia nodosa: 23/13; Secale cereale: 16/33; Senecio vulgaris: 3/7; Silene vulgaris: 1/17; Solanum dulcamara: 25/6; Tragopogon pratensis agg.: 16/17; Trifolium dubium: 8/9; Trifolium montanum: 11/17; Trifolium resupinatum: 15/7; Tussilago farfara: 19/33; Vaccinium myrtillus: 2/14; Valeriana officinalis agg.: 19/22; Veronica arvensis: 17/9; Vinca minor: 16/17;

Kryptogamen: Cladonia sp.: 2/7; 3/7; 11/17; 12/50; 13/29; Cladonia fimbriata: 5/11; 10/20; 11/17; 13/14; Plagiothecium curvifolium: 5/11; 7/10; 9/14; 17/9; Cladonia coniocraea: 10/20; 12/25; 13/14; Cladonia rangiformis: 1/17; 2/7; 3/7; Eurhynchium hians: 2/7; 3/7; 7/10; Hypnum cupressiforme: 1/33; 3/13; 4/20; Aulacomnium androgynum: 17/9; 25/6; Cladonia macilenta: 10/20; 12/25; Cladonia mitis: 2/14; 12/25; Dicranum polysetum: 3/7; 10/40; Hylocomium splendens: 5/11; 16/17; Mnium hornum: 9/14; 14/8; Plagiothecium laetum: 4/20; 23/13; Atrichum tenellum: 16/17; Atrichum undulatum: 4/20; Bryum capillare: 19/11; Cirriphyllum piliferum: 8/9; Cladonia squamosa: 10/20; Cladonia subulata: 2/7; Dicranum spurium: 3/20; Eurhynchium striatum: 8/9; Leucobryum juniperoideum: 10/20; Plagiomnium undulatum: 23/13; Plagiothecium denticulatum: 19/11; Pogonatum nanum: 4/20; Pseudephemerum nitidum: 17/9;

Epiphyten: Hypnum cupressiforme: 17/9; 22/11; 25/13; 26/29; Hypogymnia physodes: 14/8; 17/18; 24/14; 25/13; Parmelia sulcata: 14/8; 22/11; 24/14; 25/6; Brachythecium salebrosum: 10/20; 19/11; 25/31; Evernia prunastri: 14/8; 24/14; Homalothecium sericeum: 3/7; 18/17; Orthotrichum affine: 25/13;

Angepflanzte Geh˜lze: Larix decidua^s: 8/9; 9/14; 20/20; 22/11; 23/13; Acer campestre^s: 14/18; 19/11; Picea abies: 9/14; 14/8; Viburnum lantana^s: 14/8; 19/11; Cornus sanguinea^s: 19/11; Fagus sylvatica: 9/14; Ligustrum vulgare^s: 14/8; Pinus sylvestris^s: 9/14; Pseudotsuga menziesii: 9/14; Pyrus communis agg.: 19/11.