

Hochmontane Borstgrasrasen (*Leontodonto-Nardetum*) im Schwarzwald: Entstehung, Bewirtschaftung und Veränderungen der floristischen Struktur in den letzten 40 Jahren

Mat grassland of the upper montane level (*Leontodonto-Nardetum*) in the Black Forest: origin, management and changes of the floristic structure in the last 40 years

Angelika Schwabe^{1*}  & Anselm Kratochwil² 

¹Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie, Schnittspahnstr. 10,
64287 Darmstadt, Germany;

²Universität Osnabrück, Fachbereich Biologie/Chemie, Ökologie,
Barbarastr. 13, 49076 Osnabrück, Germany

*Korrespondierende Autorin, E-Mail: schwabe@bio.tu-darmstadt.de

Zusammenfassung

Das *Leontodonto pyrenaicae-Nardetum strictae* (*Nardetalia*) ist eine Regionalassoziation im hochmontanen Schwarzwald und auf die höchsten Gipfel im südlichen und mittleren Schwarzwald beschränkt (ca. 1100–1470 m ü. M.). Wie in allen Borstgrasrasen Zentraleuropas, ist auch bei diesem prioritären Habitat der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union (*6230) eine schleichende Veränderung der Artenstruktur z. B. durch Eutrophierung zu befürchten. Daher wurden im Sommer 2021 insgesamt 50 Plots, die in den Jahren 1977/78 bereits mit pflanzensoziologischen Aufnahmen dokumentiert worden waren, nochmals untersucht (Quasi-Dauerflächen). Die 2 × 50 Aufnahmen wurden mit Ordinationen (DCA) analysiert und in einer Stetigkeitstabelle dargestellt. Es zeigte sich, dass die Aufnahmen vier Typen zugeordnet werden können, die sich in ihrer Bewirtschaftung bzw. der Höhen- oder Expositionslage unterscheiden: Typ 1, unbeweidete Nordlagen im Feldberg-Gebiet; Typ 2, weitgehend unbeweidete Südlagen am Feldberg; Typ 3, mit Rindern beweidete Gipfellenlagen; Typ 4, Rinderweiden unterhalb der Gipfellenlagen.

Wichtige Parameter wurden getrennt für diese Typen – bezogen auf beide Zeitfenster – verglichen (Phytodiversität, Zielarten-Ratio, Deckungen von Schichten und dominanten Arten, Ellenberg-Indikatorwerte) und die möglichen Unterschiede mit dem Wilcoxon-Paardifferenztest analysiert. Es zeigte sich, dass die Anzahl der Rote Liste-Arten und der Zielarten in allen Typen noch auf hohem Niveau liegt, das Verhältnis der Ziel- zu sonstigen Arten aber bei Typ 4 bereits signifikant abgenommen hat.

Vergleicht man die Ergebnisse mit unseren Untersuchungen in montanen Borstgrasrasen im Schwarzwald (*Festuco-Genistelletum sagittalis*), nehmen die Anzahl und die Deckung von Arten des Wirtschaftsgrünlandes auch bei den beweideten Beständen des *Leontodonto-Nardetum* signifikant zu, ebenso die Ellenberg-Indikatorwerte für Nährstoffe/Stickstoff (bei Typ 3, 4, nicht bei den unbeweideten Typen 1, 2), wenn auch in geringerem Ausmaß als im *Festuco-Genistelletum*. Die allgemein in vielen Studien für Borstgrasrasen beobachtete Zunahme der Deckung von *Agrostis capillaris* ließ sich nur bei Typ 4 des *Leontodonto-Nardetum* nachweisen. Die unbeweideten Typen (1, 2) zeigen keine Zunahme

von Nährstoffzeigern, jedoch eine Anreicherung pleurokarper Moose (z.B. *Pleurozium schreberi*) und von *Vaccinium myrtillus* (Typ 1) bzw. von vorwiegend orealen Hochgras-/Hochstaudenarten als Sukzessionszeiger. Anzeichen für Veränderungen durch Klimawandel werden diskutiert sowie Strategien, die die Entwicklung günstig im Sinne des Naturschutzes beeinflussen können.

Abstract

The *Leontodonto pyrenaicae-Nardetum strictae* (*Nardetalia*) is a regional plant community in the oréal zone of the Black Forest, and it is a priority habitat within the Fauna-Flora-Habitat directive of the European Union (*6230). The association is restricted to the highest summits in the middle and southern part of this mountain range (about 1100–1470 m a.s.l.). There are concerns – as for all Mat-grass swards in Central Europe – about potential changes in plant composition due to eutrophication and climate change. Therefore, in 2021, we resurveyed 50 plots of the *Leontodonto-Nardetum* that had been sampled in 1977/78 (semi-permanent plots). We analysed the 2×50 relevés by means of ordinations (DCA) and compiled a presence table. The relevés are of four different types, which are characterised by management practices and altitude/sun exposure: type 1, ungrazed northern slopes in the Feldberg area; type 2, almost ungrazed southern slopes in the Feldberg area; type 3, cattle-grazed summit areas; and type 4, cattle-grazed areas at lower altitudes. We compared important parameters for both time windows, i.e. phytodiversity, target-species ratio (TSR), cover of layers and dominant species, and Ellenberg indicator values (EIV). The possible differences were checked by means of the paired Wilcoxon test. It was evident that the number of Red-listed species and target species was still high, but the TSR decreased in type 4. Compared to our previous investigations in the montane *Festuco-Genistelletum sagittalis* in the Black Forest, we obtained similar results for some types of the *Leontodonto-Nardetum*, regarding the number and cover of species, typical for stands of fertilized pastures, and detected a significant increase in types 3 and 4. The same was true for the EIVs for nutrients (grazed types 3, 4, but not in the ungrazed types 1, 2); the increases were lower than in the *Festuco-Genistelletum*. In other studies there is generally a trend towards an increase of *Agrostis capillaris* cover in Mat-grass swards, while this was only the case in type 4 of the *Leontodonto-Nardetum*. In the ungrazed types (1, 2) there were no increases of nutrient indicators, but of pleurocarpous mosses (e.g., *Pleurozium schreberi*), and *Vaccinium myrtillus* increased in type 1, as did oréal tall-growing grasses and forbs.

Possible indications for floristic changes due to climate change and how to protect the *Leontodonto-Nardetum* stands through adapted management strategies are discussed.

Keywords: cattle grazing, climate change, *Nardetalia*, *Nardus stricta* grassland, nature conservation, phytodiversity, plot resurvey, semi-permanent plots, succession, target species

1. Einführung

Auf den höchsten Bergkuppen des südlichen und mittleren Schwarzwaldes treten hochmontan verbreitete Borstgrasrasen mit spezifischer floristischer Struktur auf, die als *Leontodonto pyrenaici-Nardetum strictae* J. et M. Bartsch 1940 nom. inv. beschrieben wurden, und eine Regionalassoziation darstellen. Auch zwei weitere deutsche Silikat-Mittelgebirge weisen in den hochmontanen Gipfelbereichen Sondertypen von Borstgrasrasen auf, so der Harz am Brocken und der Bayerische Wald (PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Diese erreichen aber bei weitem nicht die flächige Verbreitung wie die Bestände auf den Schwarzwaldkuppen des Belchen-, Schauinsland-, weiteren Feldberg- und Kandelgebietes zwischen um 1100 m und um 1470 m ü. M.

In der Terminologie der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie werden die hochmontanen Bestände des Schwarzwaldes in den prioritär zu schützenden Habitattyp „Artenreiche Borstgrasrasen“ *6230 eingeschlossen (EUROPEAN COMMISSION 2013), z. B. zusammen mit den in

(sub-)mittelmontanen Lagen vorkommenden Flügelginster-Weiden (*Festuco rubrae-Genistetum sagittalis* Issler 1929) und der in Deutschland häufigsten Assoziation, dem planar-mittelmontan auftretenden *Polygalo vulgaris-Nardetum strictae* Oberdorfer 1957. Alle erwähnten Pflanzengesellschaften sind auf saure, nährstoffarme Substrate angewiesen und stark gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht (SCHWABE et al. 2019). Die „Artenreichen Borstgrasrasen“ nehmen auch in anderen europäischen Gebieten stark ab (s. GALVANÉK & JANÁK 2008, JANSSEN et al. 2016). Nicht nur das Schwinden der Bestände vor allem durch Aufdüngung, spontane Sukzession und Aufforstung, sondern auch schleichende floristische Umwandlungen sind festzustellen, die nur bei genauer Analyse des gesamten Artenbestandes belegt werden können. Letzteres wurde z. B. in Osthessen von PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ (2017), PEPPLER-LISBACH et al. (2020) und PEPPLER-LISBACH & FISCHER (2022) sowie im submontan-mittelmontanen Schwarzwald von SCHWABE & KRATOCHWIL (2021) für Borstgrasrasen dokumentiert. In diesen Studien zeigten sich u. a. Verluste an Zielarten und Zunahmen von Nährstoffzeigern. Im europäischen Kontext wurden mit Hilfe umfangreicher Transekte Effekte der atmosphärischen Stickstoff-Deposition auf die Artenstruktur von Borstgrasrasen belegt (z. B. GAUDNIK et al. 2011, PANNEK et al. 2015).

Nach der Bearbeitung des *Festuco-Genistetum sagittalis* im Schwarzwald für den Vergleichszeitraum 1977/1978 und 2016–2020 (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021) soll dies nun auf der Grundlage der pflanzensoziologischen Aufnahmen von SCHWABE-BRAUN (1979a, 1980) auch für die hochmontanen Borstgrasrasen durchgeführt werden. In beiden Ansätzen können pflanzensoziologische Aufnahmen der Autorin von Quasi-Dauerflächen in einem Abstand von etwa 40 Jahren verglichen werden. Entsprechend der ersten Studie nahmen wir auch bei den Beständen des *Leontodonto-Nardetum* nur noch Flächen erneut auf, die im Prinzip noch Borstgrasrasen waren.

Außerdem wird für den Schwarzwald ein Vergleich der Ergebnisse zwischen den Beständen des *Leontodonto-Nardetum* zu den von SCHWABE & KRATOCHWIL (2021) untersuchten Beständen des *Festuco-Genistetum sagittalis* geführt.

Folgende Fragen sollen für das *Leontodonto-Nardetum* beantwortet werden: (1) Gibt es Zielarten, die zurückgegangen sind oder zugenommen haben? (2) Haben die hochmontanen Borstgrasrasen in den letzten 40 Jahren ihre floristische Struktur verändert, und wenn, können diese Veränderungen auf Sukzessionsprozesse oder Nährstoffanreicherungen zurückgeführt werden? (3) Gibt es Anhaltspunkte für floristische Veränderungen durch Klimaänderungen? (4) Lassen sich hochmontane Borstgrasrasen unter der bestehenden Bewirtschaftung in der typischen floristischen Struktur erhalten?

2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsflächen, die 1977/78 aufgenommen wurden, liegen in den naturräumlichen Einheiten (SICK 1980) „Mittlerer Schwarzwald“ (Gipfelregion Kandel) und „Südlicher Schwarzwald“ (Gipfelregionen Schauinsland, Belchen, Feldberg und Herzogenhorn mit einigen das Feldberg-Gebiet umgebenden Hochweiden). Die Aufnahmen umspannten den gesamten Bereich des Vorkommens der Assoziation.

Das anstehende Gestein besteht vor allem aus verschiedenen Typen von Gneisen (Ortho- und Paragneisen) und ihren Aufschmelzungsprodukten sowie im Falle der Belchenkuppe aus Randgranit und Leukogneis (METZ & REIN 1958). In den hochmontanen Borstgrasrasen herrschen saure Braunerden vor; es kommen hier jedoch sogar Mullinseln vor, bedingt durch die Bioturbation von *Lumbricus badensis*, dem Badischen Riesenregenwurm, mit hohen

Populationsdichten z.B. in *Vaccinium myrtillus*-reichen Weiden des Feldberg- Gebietes (KOBEL-LAMPARSKI & LAMPARSKI 2012) und Vorkommen auch am Belchen, teilweise in unseren Plots.

Alle Gebiete mit hochmontanen Borstgrasrasen im südlichen Schwarzwald waren wärmezeitlich vergletschert; insbesondere der Bereich Feldberg stellte das zentrale Gebiet der temporär bis etwa 1000 km² großen Eiskappe dar (HOFMANN et al. 2020). Der Kandel im Mittleren Schwarzwald war mit hoher Wahrscheinlichkeit auch im Gipfelbereich wärmezeitlich vergletschert, wenn auch glaziale Spuren hier bisher nicht nachgewiesen wurden (HEMMERLE et al. 2016).

Es stellt sich die Frage, ob die Gebiete der heutigen hochmontanen Borstgrasrasen vor dem Eingreifen des Menschen bewaldet waren. LANG (1973) konnte Pollenanalysen im Baldenweger Moor am Feldberg (1440 m ü. M.) durchführen, das heute u. a. von Beständen des *Leontodonto-Nardetum* umgeben ist. Er wies Waldbestockung in der Umgebung seit Bestehen des Moores im Subboreal nach. *Acer pseudoplatanus*- und *Abies alba*-reiche *Fagus sylvatica*-Wälder, in die dann nach und nach *Picea abies* eindrang, prägten die Perioden seit dem Subboreal bis in das Mittelalter. Untersuchungen an mit hoher Wahrscheinlichkeit auch durch natürliche Feuer entstandenen Holzkohle-Resten in Bodenprofilen des Hohen Südschwarzwaldes (50–110 cm Tiefe, Altersangabe: „recent past“) belegen für *A. pseudoplatanus* dominantes Vorkommen; es konnte auch *P. abies* in größerer Menge im Feldberg-Gebiet nachgewiesen werden (QUEDNAU & LUDEMANN 2017). Noch heute finden sich Bergahorn-Buchenwälder vom Typ des *Aceri pseudoplatani-Fagetum* J. et M. Bartsch 1940 an tiefgründigeren Standorten im Gebiet (s. die Vegetationskarten von OBERDORFER 1982 und LUDEMANN et al. 2007). Ferner treten im Westen hochmontane Ausbildungen des *Luzulo-Fagetum* Meusel 1937 und im östlichen Feldberg-Gebiet das *Luzulo albidae-Abietetum* Oberdorfer 1957 auf (OBERDORFER 1982).

Dennoch weisen die von LANG (1973) nachgewiesenen hohen Anteile von Nichtbaumpollen vom Subboreal bis 1000 n. Chr. darauf hin, dass es kleinflächiger waldfreie bzw. lückig bestockte Standorte gegeben haben muss, die ein Überleben von Offenlandarten auch während der Waldperioden ermöglichten (LANG 1973 und Kap. 3.2). Das Vorkommen von *Calluna vulgaris* erhöhte sich stark seit ca. 1000 n. Chr.; auch Apiaceen- und *Gentiana*-Pollen stiegen seit dieser Zeit deutlich an (im Gebiet heute z.B. *Meum athamanticum*, *Ligusticum mutellina*, *Gentiana lutea*).

Das Klima zeigte im 20. Jahrhundert oreal-ozeanische Züge mit kühlen Sommern und nicht extrem kalten Wintern auf den Höhen (im Gegensatz zu den winterkalten Hochtälern östlich und südöstlich des Feldberg-Gebietes, die Kaltluftfallen darstellen), schneereichen Wintern, starken Winterstürmen und hohen ganzjährigen Niederschlägen (HAVLIK 1982; s. aber die unten und im Kap. 6.4 beschriebenen Effekte des Klimawandels). Speziell die hochmontanen Borstgrasrasen oberhalb von 1300 m ü. M. waren und sind oft noch mit Ausnahme der windgefegten Rücken bis in das späte Frühjahr schneebedeckt. Einige Klimadaten für den Feldberg (1490 m ü. M., Wetterwarte) seien genannt: Langjährige Temperaturmittel zwischen 1981 bis 2010 lagen bei 3,9 °C, die Niederschläge bei 1637 mm und die Zahl der Eistage (Tage mit Maximum unter 0 °C) bei 75 (DWD 2021). In den Jahren 2011 bis 2015 stiegen die mittleren Temperaturen auf 4,7 °C an, 2016–2020 auf 5,1 °C; die Zahl der Eistage sank 2011–2015 auf 66 bzw. 2016–2020 auf 63 (www.wetterkontor.de/wetter/deutschland-station; Zugriff am 05.05.2021). Die Zahl der Schneetage lag am Feldberg bei 157 (1961–2000), MATZARAKIS (2012), sank aber in den letzten Jahren (REIF et al. 2021), und es gibt einen allgemeinen Trend zur Abnahme von Schneetagen und -höhen

(MATZARAKIS 2012). Die Temperaturanomalie (Zunahme) in den südwestdeutschen Gebirgen wurde durch den Deutschen Wetterdienst dargestellt; sie verstärkte sich besonders seit den 1980er Jahren (DEUTSCHER BUNDESTAG 2020). Die mittleren Jahresniederschläge sanken am Feldberg-Gipfel seit 1926 um 36 mm/Dekade (SPERLE & BRUELHEIDE 2020).

Schon bei der Erstaufnahme 1977/78 lagen die meisten Flächen in ausgewiesenen Naturschutzgebieten mit etabliertem Beweidungsmanagement. Das damals stark gefährdete Schauinsland-Gebiet ist 2002 als Naturschutzgebiet ausgewiesen worden und wird in Teilen wieder beweidet. Inzwischen sind auch alle Flächen als Fauna-Flora-Habitat-Gebiete klassifiziert worden, und die Flächen im südlichen Schwarzwald liegen größtenteils im seit 2016 bestehenden Biosphärengebiet Schwarzwald. Voraus ging das Naturschutzgroßprojekt „Feldberg – Belchen – Oberes Wiesental“.

Rückgänge des *Leontodonto-Nardetum* seit den 1950er Jahren bis in die 1980er Jahre durch Aufdüngung oder Bestockung sind im Schauinsland-Gebiet dokumentiert (um 85 % Rückgang: Vergleich mit der Vegetationskarte von OBERDORFER & LANG 1957 durch HOBOHM & SCHWABE 1985) sowie – vor allem durch Düngung – im Bereich von Jungvieh-Hochweiden des weiteren Feldberg-Gebietes außerhalb der Kernzone (KERSTING 1991: Kartierung 1987 im Vergleich zu unveröffentlichten Vegetationskarten von Dr. W. Krause aus den 1950er Jahren).

3. Kennzeichnung, Entstehung und Bewirtschaftung der hochmontanen Borstgrasrasen im Schwarzwald

3.1 Kennzeichnung

Das *Leontodonto-Nardetum* (Abb. 1a) grenzt sich von den Beständen des *Violenion caninae* (*Festuco-Genistelletum sagittalis*, *Polygalo-Nardetum*) durch das weitgehende Fehlen einer Gruppe wärmebedürftiger *Violenion*-Arten wie *Polygala vulgaris*, *Viola canina*, *Genista sagittalis* ab (Ausnahme Übergangstypen in Lagen um 1150–1250 m ü. M.). Die Assoziation wird durch Taxa mit alpischer Verbreitung wie *Scorzoneroides helvetica* (= *Leontodon helveticus* = *L. pyrenaicus*), *Campanula scheuchzeri* und *Potentilla aurea* (Abb. 1b) bzw. die (sub)arktisch-alpisch circumpolare Art *Diphasiastrum alpinum* gekennzeichnet (OBERDORFER 1978, PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Das ebenfalls charakteristische *Anthoxanthum nipponicum* (= *alpinum*) (Feldberg-Gebiet i. w. S. oberhalb etwa 1300 m sowie Gipfelkuppe Belchen) wurde bei der Erstaufnahme nicht unterschieden, weil die Entdeckung der Art im Schwarzwald erst später erfolgte (SMETTAN 1981). Ferner treten am Feldberg *Ligusticum mutellina* und im weiteren Feldberg-Gebiet *Gentiana lutea* auf. Auch *Pseudorchis albida* (Abb. 1c) zeigt im Schwarzwald einen deutlichen Schwerpunkt in der Gesellschaft. Länger schneebedeckte Flächen sind vor allem bei geringem Weidedruck reich an *Vaccinium myrtillus*. Die windgefügten sowie die stärker sonnenexponierten Flächen reichern sich demgegenüber stärker mit *Calluna vulgaris* an. Windgefügte Rücken werden am Feldberg punktuell durch die arktisch-alpische Windheiden-Flechte *Flavocetraria* (= *Cetraria*) *cucullata* gekennzeichnet; s. die Darstellung der aerenen Verhältnisse bei BOGENRIEDER (1982, 2012). Diese Sippe ist inzwischen nach WIRTH (2022 und in litt.) weitgehend erloschen; einige Thalli konnte Reif (in litt.) im Januar 2022 noch dokumentieren. Die Assoziation wird traditionell von Rindern beweidet, deren selektives Fraßverhalten die Struktur der hochmontanen Borstgrasrasen seit Jahrhunderten bestimmte und zumeist heute auch noch kennzeichnet (s. Kap. 3.2).



Abb. 1. Frühsommer-Aspekte des *Leontodonto-Nardetum* (Fotos: A. Schwabe). **a)** mit Rindern beweideter Bestand in der Gipfelregion des Belchen mit Blühaspekten von *Scorzoneroides helvetica* und *Meum athamanticum* (1380 m ü. M., 07.07.2021); **b)** *Potentilla aurea*, fast überwachsen von *Vaccinium myrtillus* und *Meum athamanticum* in einem unbeweideten Bestand (Feldberg, Zastler Kar, 1470 m ü. M., 19.07.2021); **c)** *Pseudorchis albida* in einem mit Rindern beweideten Bestand am Herzogenhorn (1380 m ü. M., 02.07.2021).

Fig. 1. Early-summer aspects of the *Leontodonto-Nardetum* (Photos: A. Schwabe). **a)** Cattle-grazed stand in the summit area of the “Belchen” with flower aspects of *Scorzoneroides helvetica* and *Meum athamanticum* (1380 m a.s.l., 07.07.2021); **b)** *Potentilla aurea*, nearly overgrown by *Vaccinium myrtillus* and *Meum athamanticum* in an ungrazed stand (Feldberg, Zastler glacial cirque, 1470 m a.s.l., 19.07.2021); **c)** *Pseudorchis albida* in a cattle-grazed stand of the “Herzogenhorn” (1380 m a.s.l., 02.07.2021).

Vaccinium myrtillus-reiche Stadien des *Leontodonto-Nardetum* werden entsprechend SCHWABE-BRAUN (1980) aus Mangel an eigenen Kennarten nicht als eigene Assoziation geführt, wie es z. B. von SCHAMINÉE (1993) und GERINGHOFF & DANIELS (2003) vorgeschlagen wurde (*Leontodonto helvetica-Vaccinietum myrtilli* J. et M. Bartsch 1940). Auch nach Auffassung von SCHAMINÉE (1993) ist eine Abtrennung der von Zwergsträuchern geprägten Gesellschaften von den eigentlichen Borstgrasrasen, auch bedingt durch unterschiedliche Beweidungsintensitäten, nirgendwo so schwierig wie im Schwarzwald.

In der synsystematischen Bearbeitung von PEPLER-LISBACH & PETERSEN (2001), nach der wir uns hier und in der vorangegangenen Arbeit über die Flügelginster-Weiden (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021) richten, ordnen die Autoren die Assoziation dem *Nardion*

Br.-Bl. 1926 zu, innerhalb der Klasse *Calluno-Ulicetea* Br.-Bl. et Tx. 1943 ex Klika et Hadač 1944. In der EuroVegChecklist (MUCINA et al. 2016) wird der Verband *Nardion* mit dem *Leontodonto-Nardetum* bei den *Juncetea trifidi* Hadač in Klika et Hadač 1944 geführt.

Im Vergleich zu den blumenbunten Beständen vor allem der Zentralalpen (*Sieversio montanae-Nardetum strictae* Lüdi 1948) fehlen dem Schwarzwald einige farbenprächtige Arten wie *Campanula barbata*, *Gentiana acaulis* oder *Hypochaeris uniflora*. Arten mit mehr subatlantischer Verbreitung wie *Meum athamanticum* und *Galium saxatile*, die im *Leontodonto-Nardetum* stet auftreten, fehlen hingegen dem *Sieversio-Nardetum* (OBERDORFER 1978, PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001).

Sehr seltene Bestände im Nordschwarzwald, die stark verarmt sind und höchstens als *Nardion*-Art *Scorzoneroides helvetica* aufweisen (SCHWABE-BRAUN 1979a, 1980), wurden von PEPLER (1992) der *Violion*-Basalgesellschaft, von PEPLER-LISBACH & PETERSEN (2001) der *Galium saxatile-Nardus stricta*-Ges. zugeordnet. Wir schließen diese Bestände hier nicht ein.

Die hochmontanen Borstgrasrasen gehören zu einem einzigartigen Vegetationsmosaik, das von SCHWABE-BRAUN (1979b) mit Hilfe von Vegetationskomplex-Aufnahmen dokumentiert wurde. In diesem Vegetationsmosaik leben auch hoch gefährdete Vogelarten (die unten genannten in Baden-Württemberg Rote Liste 1, BAUER et al. 2016) wie der Zitronenzeisig (*Carduelis citrinella*), der in hochmontanen Weidfeldern einzelne Fichten als Nestbäume besetzt. An Ost- und Nordhängen dieses Vegetationskomplexes am Feldberg brütet noch der Bergpieper (*Anthus spinoletta*); am Belchen ist die Population inzwischen erloschen (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2021a, b). Die Gebiete stellen ebenfalls einen Nahrungsraum für die Ringdrossel (*Turdus torquatus alpestris*) dar. Die Populationen dieser kälteadaptierten Art verkleinerten sich seit 1986 im südlichen Schwarzwald stark (FUMY & FARTMANN 2021). Die Rückgänge werden im Zusammenhang mit dem Klimawandel diskutiert (s. dazu Kap. 6.4).

Unter den Insekten sind viele arktisch-alpisch verbreitete Arten im hochmontanen Offenland vertreten; so ist z. B. der Carabide *Amara erratica* charakteristisch für hochgelegene Borstgrasrasen im Feldberg- und Belchen-Gebiet (BAUM 1989; weitere Beispiele auch bei PAULUS 2012). Die Geometride *Perizoma obsoletata* (Enzian-Kapselspanner) kommt im Schwarzwald nur am Feldberg vor und ist auf *Gentiana lutea* als Larvalhabitat angewiesen (HAFNER & STEINER 2003); s. Kap. 6.1.6.

3.2 Entstehung, Bewirtschaftung und spontane Sukzession

3.2.1 Entstehung

Das *Leontodonto-Nardetum* ist eine sekundäre Gesellschaft, die sich seit den mittelalterlichen Rodungen auf potenziellem Waldstandort etabliert hat (s. Kap. 2). Primärstandorte der bezeichnenden Arten dürften an Moorrändern, am Rande von Schneeböden mit *Gnaphalium supinum* (*Nardo-Gnaphalietum supini* J. et M. Bartsch 1940), im offenen Bereich von Lawenbahnen, auf Felsbändern, an windgepeitschten Graten (s. Kap. 3.1) oder in Hochgrasfluren z. B. im Blockschutt oder an Karflanken liegen (*Centaureo montanae-Calamagrostietum arundinaceae* J. et M. Bartsch 1940 nom. inv., syn.: *Sorbo-Calamagrostietum arundinaceae* Oberdorfer 1957). Letztere Gesellschaft wurde erstmals von OBERDORFER (1936, p. 83) vom Feldberg (1440 m ü. M.) mit einer Aufnahme dokumentiert (darin auch Arten, die in den hochmontanen Borstgrasrasen auftreten, wie *Meum athamanticum*) und als „Naturwiese“ bezeichnet. Pflanzensoziologische Aufnahmen von

REIF et al. (2021) im Bereich der Lawinenbahn oberhalb des Feldsees am „Seebuck“ (Feldberg-Gebiet) belegen ebenfalls Vorkommen von Arten der hochmontanen Borstgrasrasen wie *M. athamanticum*, *Gentiana lutea*, *Potentilla aurea* und *Scorzoneroidees helvetica* an den oft extremen Steilhängen um 45°, die unbewirtschaftet sind und nur der Schnee- und Erosionsdynamik unterliegen.

Die Glazialrelikte unter den Arten der hochmontanen Borstgrasrasen haben teilweise progressiv die durch den Menschen und seine Weidetiere geschaffenen Offenlandstandorte erobert, so z. B. *S. helvetica* (WILMANN 1980).

3.2.2 Bewirtschaftung

Die hochmontanen Borstgrasrasen wurden und werden (letzteres mit Ausnahmen) von Rindern beweidet, traditionell mit dem endemischen Wäldervieh (Hinterwälder, in den nördlichen/nordöstlichen Gebieten des Schwarzwaldes auch Vorderwälder). Punktuell trat auch zwischenzeitlich Schafbeweidung auf, z. B. Wanderschäferei in den 1960er, 1970er Jahren am Belcheningipfel (MÜLLER 1989) und seit den 1940er Jahren am Feldberg (FUCHS 1982), die aber in jüngerer Zeit in den Naturschutzgebieten inzwischen größtenteils durch Rinderbeweidung ersetzt wurde. Einige episodisch mit Schafen beweidete Flächen verbleiben, z. B. am Feldberg-Südhang. Bezogen auf den größten Teil der Flächen war die Schafbeweidung insgesamt unbedeutend. 1940 lag in den Feldberg-Gemeinden das Verhältnis Rind zu Schaf bei 4000 zu knapp 200 (LIEHL 1948).

Die Hochweiden gehör(t)en historisch zur Gemarkung der umgebenden Gemeinden, wurden von dort aus gerodet und bildeten Allmendflächen; einige im nordöstlichen Bereich werden immer noch als Genossenschaftsweiden bewirtschaftet (EGGERS 1957). Es sind jedoch inzwischen auch Flächen (z. B. am Feldberg) durch das Land Baden-Württemberg aufgekauft worden, um Naturschutzziele direkt umsetzen zu können (FUCHS 1982). Die Gemeinde-Hochweiden sind am Feldberg schon mittelalterlich im 10.–11. Jahrhundert, am Belchen im 13. Jahrhundert, zugeteilt worden (EGGERS 1957). Traditionell waren es oft Ochsen, die gesömmert und dann mit Gewinn verkauft wurden (RIES 1948, SCHWABE & KRATOCHWIL 1987) und heute in der Regel Jungvieh. Neben dem Vieh von den Berechtigten der einzelnen Gemeinden bzw. der Genossen spielt auch Gastvieh verschiedener Rinderrassen eine Rolle. Die Besatzdichte war in den 1950er Jahren unter Einsatz von Dünger nach und nach in einigen Gebieten angehoben worden, so im Gebiet der Jungvieh-Weide Gisiboden (Gemeinde Geschwend) auf 1,7 Großvieheinheiten (=GVE)/ha mit Prospektionen auf 3 GVE/ha (EGGERS 1957). Entsprechend änderte sich die Vegetation in vorherrschende Fettweiden (KERSTING 1991). Im ersten „Feldberg-Buch“ wurde sogar von RIES (1948) vorgeschlagen, dass bei Düngung die im Jahr 1940 weidenden 500 GVE auf 1000–2000 GVE aufgestockt werden könnten; dies unterblieb jedoch. Inzwischen gibt es in den Schutzgebieten relativ strenge Verordnungen, die nur extensive Beweidung erlauben, in den Hochlagen möglichst mit Rindern und, wenn nötig, mit Zufütterung von Mineralstoffen; teilweise ist aber auch eine Erlaubnis zur Zufütterung allgemein nach Rücksprache mit den Naturschutzbehörden möglich (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2021a, b).

3.2.3 Spontane Sukzession

Das Gehölzarteninventar ist in den Hochlagen sehr eingeschränkt. Analysiert man die Vegetationskomplex-Aufnahmen der hochmontanen Borstgrasrasen von SCHWABE-BRAUN (1979b), sind unter den Gehölzen in Strauchhöhe *Picea abies*, *Sorbus aucuparia*, *Fagus*

sylvatica und *Acer pseudoplatanus* die häufigsten. Eine natürliche Wiederbewaldung durch diese Gehölze an nicht beweideten Standorten erfolgt in den Gipfellagen oberhalb ca. 1300 m ü. M. (außerhalb von Muldenstandorten) in langen Zeiträumen, da abiotische (z. B. Frostrocknis/Eisschliff bei der Fichte, Stürme) und biotische Stressoren (z. B. Befall der Fichte unter dem Schnee mit dem Pilz *Herpotrichia juniperi*) dem entgegenwirken (BOGENRIEDER 1982, 2012, 2013). Eine Untersuchung unbeweideter Dauerflächen am Feldberg zeigte in 5 Jahren keine Veränderungen (BOGENRIEDER & WILMANN 1991, s. Kap. 6.2).

Geringer Weidedruck führt längerfristig zunächst zu Zwergstrauchstadien mit *Vaccinium myrtillus* (gefördert durch lange Schneebedeckung) oder bei stärkerem Windeinfluss bzw. südlicher Exposition *Calluna vulgaris* (BARTSCH & BARTSCH 1940, SCHWABE-BRAUN 1980, PHILIPPI 1989). In einer historischen Denkschrift (GROßHERZOGLICH BAD. MIN. DES INNERN 1889) steht über die Allmende am Belchengipfel (um 1400 m) für das Jahr 1887: „Theilweise nahezu verheidet mit Heide und Heidelbeere, dazwischen ... Blattfutter (*Meum athamanticum*). ... Gänzliche Verheidung in Aussicht.“ Durch die Beweidung wurde diese Entwicklung jedoch auf großen Flächen unterbunden (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2021a).

4. Material und Methoden

4.1 Pflanzensoziologische Aufnahmen, floristische Probleme und Nomenklatur

Insgesamt wurden die pflanzensoziologischen Aufnahmen aus den Jahren 1977/78 (SCHWABE-BRAUN 1979a, 1980) weitgehend wiederholt; im Bereich von Jungviehweiden unterhalb 1200 m ü. M. konnten einige alte Aufnahmen wegen Aufdüngung nicht einbezogen werden. Bei der Lokalisierung richteten wir uns nach alten Karteneinträgen, Skizzen, Beschreibungen und Erinnerungen der Autorin; 47 Plots wurden 2021 mit jeweils identischer Flächengröße von im Mittel 23 m² wieder aufgenommen unter Verwendung der Braun-Blanquet-Skala mit der erweiterten Kategorie „2“ nach BARKMAN et al. (1964). Drei Aufnahmen aus den 1970er Jahren der Belchen-Gipfelregion von PHILIPPI (1989), deren Lage recht genau beschrieben ist, wurden ebenfalls wiederholt; weitere lagen z. B. an heute veränderten Stellen und fanden keine Verwendung. Die drei Aufnahmen zeigen hohe Homogenität im Vergleich zu den eigenen, so dass keine Bearbeiter-Unterschiede erkennbar waren. Keine der 50 Aufnahmeflächen lag im Bereich von Skipisten. Die Abbildung 2 zeigt einen Überblick zur topographischen Lage der Plots. Vergleiche mit den Aufnahmen anderer Autoren aus früheren Jahren, so wie es bei SCHWABE & KRATOCHWIL (2021) im Falle des *Festuco-Genistelletum sagittalis* durchgeführt wurde, waren kaum möglich, da im Fall der Aufnahmen von BARTSCH & BARTSCH (1940) aus den 1930er Jahren insgesamt 14 Arten nur im Appendix ohne Zuordnung zu einzelnen Aufnahmen stehen und im Falle von MÜLLER (1948) aus den 1940er Jahren die Plots sehr groß waren und z. T. 38 Arten enthielten. Lediglich Deckungen und Vorkommen ausgewählter Arten können hier verglichen werden. Eine unveröffentlichte Aufnahme vom Gipfel des Schauinsland von Erich Oberdorfer (erhoben 1946) wurde in die Ordination und Stetigkeitstabelle integriert.

Die Methode der Aufnahme von Quasi-Dauerflächen, wurde bereits von verschiedenen Autoren in Borstgrasrasen für den Vergleich von zwei Zeitfenstern angewendet (z. B. SCHWABE et al. 1989, PEPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017, PEPLER-LISBACH et al. 2020, SCHWABE & KRATOCHWIL 2021).

Floristische Probleme ergaben sich bei den folgenden Taxa:

- *Anthoxanthum nipponicum* (= *A. alpinum*): Wie bereits dargestellt, wurde diese Sippe erst nach der Fertigstellung der Erstaufnahme der Autorin im Schwarzwald entdeckt (SMETTAN 1981). Daher kann nur das aktuelle Vorkommen in den Plots angegeben werden. In den Ordinationen werden daher die Taxa zusammengefasst, da dies sonst zu scheinbaren Differenzierungen führen würde, aber die

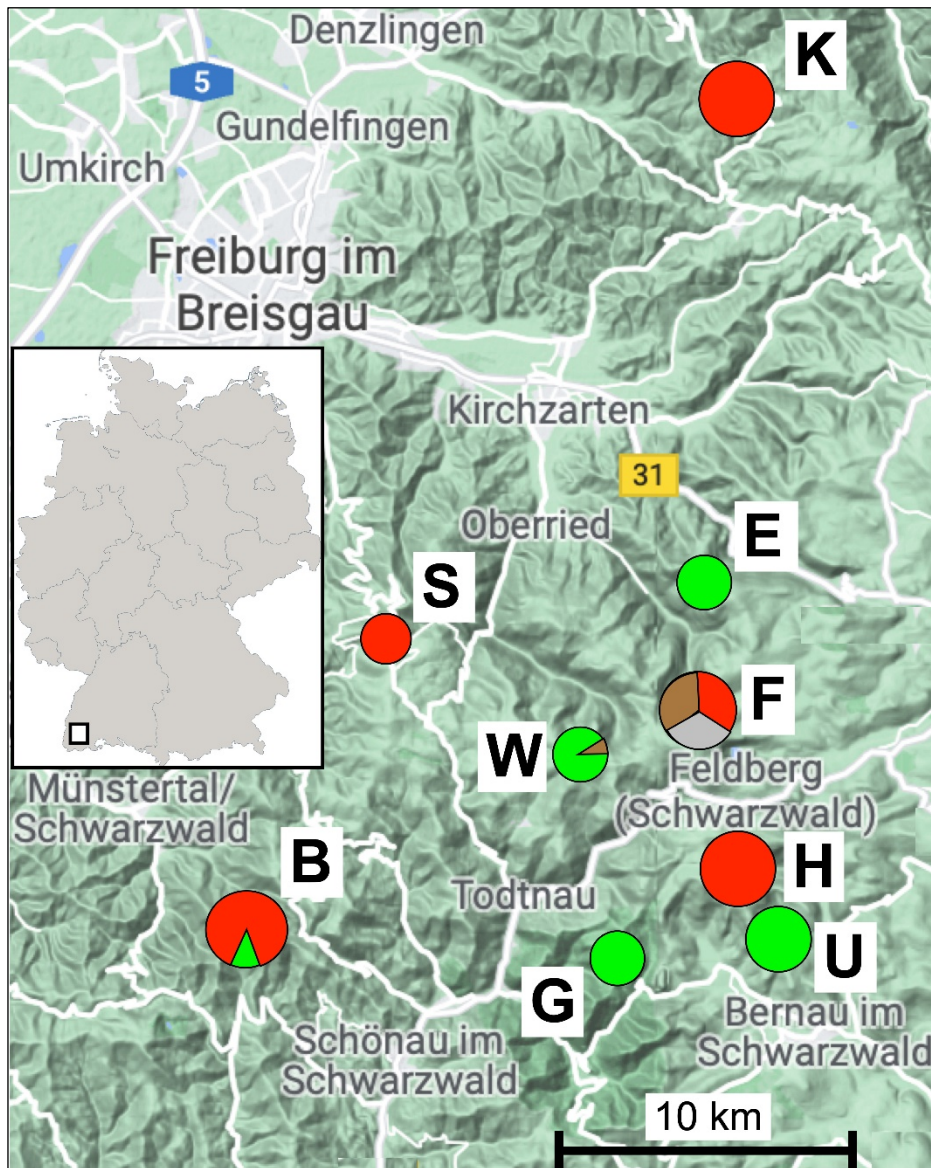


Abb. 2. Topographische Lage der Aufnahmeflächen im Süd- und mittleren Schwarzwald (vollständiges Verbreitungsgebiet des *Leontodonto-Nardetum*); Inset-Karte mit der markierten Lage in Deutschland. Typ 1: braun, Typ 2: grau, Typ 3: rot, Typ 4: grün (weitere Erklärungen in Tab. 1). Größe der Kreise/Segmente entspricht schematisch der Zahl der Aufnahmen pro Typ. Weiße Linien: Straßen, teilweise blau und gelb mit Nummern markiert.

Fig. 2. Topographical location of the sampling area in the southern and middle Black Forest (complete distribution area of the *Leontodonto-Nardetum*); inset map with marked position in Germany. Type 1: brown, Type 2: grey, type 3: red, type 4: green. Size of circles and sections show schematically the proportion of types in our data set (for further explanations, see Table 1). White lines: roads, partly tagged in blue, yellow.

Vorkommen von *A. nipponicum* bzw. *A. odoratum* s. str. in der Stetigkeitstabelle (Beilage S1) für die neuen Aufnahmen getrennt aufgeführt. Die Sippen konnten mit dem im Feldberg-Gebiet geprüften morphologischen Schlüssel von BOGENRIEDER & STIETENCRON (1985) und weiteren Angaben von BOGENRIEDER et al. (1993) bestimmt werden.

- *Campanula scheuchzeri*: Bei 1150–1300 m ü. M. treten vor allem im weiteren Feldberg-Gebiet Übergangstypen zwischen *C. rotundifolia* und *C. scheuchzeri* auf, wo es zu Bastardierungen mit fertilen Nachkommen kommt (BOGENRIEDER 2012). Neuere Untersuchungen mit Microsatelliten-Primern legen nahe, dass *C. scheuchzeri* unter Bedingungen räumlicher Separation entstand. Beide *Campanula*-Sippen haben einen großen gemeinsamen Gen-Pool und lassen sich unter Laborbedingungen kreuzen. Eine genetische Differenzierung von Übergangstypen ist kaum möglich (ARMBRUSTER & STÖCKLIN 2015). Die Übergangstypen wurden in unseren Ordinationen und in der Stetigkeitstabelle gesondert geführt.
- *Hieracium lachenalii*: Dies ist eine herrschende Sippe in den hochmontanen Borstgrasrasen; es kommen jedoch auch Übergangstypen zu *H. laevigatum* vor. Diese fließenden Übergänge werden auch von GOTTSCHLICH (1996) für hochmontane Borstgrasrasen im Schwarzwald angeführt. Wir fassen diesen Komplex als „*H. lachenalii*, p. m. p.: Übergänge zu *H. laevigatum*“ in den Ordinationen und der Stetigkeitstabelle.
- *Festuca nigrescens*/*Festuca rubra* agg.: In den Hochlagen ist *F. nigrescens* praktisch nicht unterscheidbar, obwohl sie mit höherer Wahrscheinlichkeit einen großen Teil der Populationen ausmacht. Daher wurden beide Sippen zusammengefasst, auch in Übereinstimmung mit dem Vorgehen bei SCHWABE-BRAUN (1979a, 1980), PHILIPPI (1989) und HÜGIN (2006).

Die Nomenklatur und die Angaben zur Roten Liste für Deutschland (RLD) richten sich für Gefäßpflanzen nach METZING et al. (2018), für Moose nach CASPARI et al. (2018) und für Flechten nach WIRTH et al. (2011).

4.2 Multivariate Ordination

Zur Darstellung der floristischen Beziehungen und Veränderungen wurde eine multivariate Ordination mit dem Programm PC-ORD 6.0 für Windows (MCCUNE & MEFFORD 2011) durchgeführt. Die Detrended Correspondence Analysis (DCA), in die auch die Artmächtigkeiten mit einer Ordinalskala 0–9 einfließen, stellte sich als gut geeignet zur Darstellung der floristischen Räume dar. Das komplette Arteninventar wurde für die beiden Zeitfenster berücksichtigt mit Ausnahme der Gehölze, da die oft juvenilen Individuen keinen hohen Aussagewert haben. Einstellungen für die DCA waren: “downweighting of rare species”, “rescale axes” und “number of segments = 26”. Die Skalierung der Achsen in den Ordinationen erfolgte in Einheiten der Standardabweichung (1 SD = 100 Einheiten).

Ziel der Darstellung in der DCA war die Erarbeitung von Gradienten einer möglichen Nährstoffanreicherung bzw. möglicher Gradienten einer spontanen Sukzession. Es zeigte sich jedoch bei einer Gesamtordination aller Aufnahmen, dass sich (1) die floristischen Unterschiede zwischen Feldberg-Gebiet mit seinem floristischen Eigengut (u. a. *Ligusticum mutellina*, *Potentilla aurea*) im Vergleich zu Plots außerhalb des Feldberg-Gebietes mit (2) den Zeigerarten für die Gradienten „Nährstoffe“ und „Sukzession“ durchmischen. Daher wurde die Ordination der nicht bzw. kaum beweideten Plots (nur Feldberg-Gebiet, Nord- und Südlagen) getrennt von den beweideten Flächen (Gipfellagen einschließlich Feldberg-Gebiet, Jungviehweiden unterhalb der Gipfel) dargestellt. Auf diese Weise konnte einer der Parameter („spontane Sukzession“) gesondert analysiert werden. Die verschiedenen Ordinationsansätze ließen floristisch differenzierte Typen erkennen (s. Kap. 4.3).

4.3 Ausgeschiedene Typen und ihre Bewirtschaftung

Die folgenden in den Ordinationen erkannten vier Typen (s. Tab. 1) werden differenziert betrachtet und in der Stetigkeitstabelle zur Analyse der floristischen Unterschiede dargestellt. Die Abbildung 2 stellt die räumliche Verteilung im Gebiet dar. Die Typen bilden auch die Grundlage für die Berechnung von Phytodiversität und Strukturparametern (Kap. 4.3).

Tabelle 1. Übersicht zur Differenzierung von vier Typen der Bewirtschaftung (z.T. kombiniert mit Exposition) und zur Lage der untersuchten Plots mit den Abkürzungen. Aufnahmen 1977/78 und 2021.

Table 1. Overview of the differentiation of four management types (partly combined with exposure) and topographical location of the plots as well as abbreviations. Relevés were sampled 1977/78 and 2021.

a = 1977/78, b = 2021	Abkürzung	Höhenlage m ü. M.	Zahl Aufnahmen
Typ 1 Feldberg-Gebiet, v. a. Nordlage, unbeweidet			
Zastler Loch (Kar), Nordlage	Z1a,b–Z6a,b	1280–1400	2 × 6
oberer Kar-Rand Zastler, Nordlage	A1a,b–4a,b	1420–1460	2 × 4
Stübenwasen (Westlage nahe Waldrand)	W3a,b	1360	2 × 1
			Σ 2 × 11
Typ 2 Feldberg Südlage, oberhalb u. östlich Todtnauer Hütte. 1977/78 sehr extensiv mit Schafen beweidet, seit Anfang der 90er Jahre keine oder (2 Plots) episodische Schafbeweidung			
	T1a,b–8a,b	1350–1430	2 × 8
			Σ 2 × 8
Typ 3 Gipfellagen Südschwarzwald und Kandel (Mittl. Schwarzwald) 2021: extensive Rinderweide			
		1115–1450	
Feldberg: Baldenweger Buck	B11a,b	1450	2 × 1
Feldberg: Mittelbuck	M1a,b	1450	2 × 1
Feldberg: oberh. Todtnauer Hütte (a2 = Schaf-, Rb = Rinderweide)	T1a2, T1Rb	1350	2 × 1
Belchen Gipfelregion (a: Schaf-, b: Rinderweide)	B2a,b–8a,b	1360–1410	2 × 7
Herzogenhorn Gipfelregion	H1a,b–6a,b	1320–1400	2 × 6
Schauinsland, oberhalb Gießhübel	S1a,b–3a,b	1115	2 × 2
Kandel Gipfelregion	K1a,b–3a,b	1230	2 × 3
			Σ 2 × 21
Typ 4 Jungviehweiden außerhalb der Gipfellagen, Rinderweide			
		1160–1360	
Belchen, unterhalb Gipfelregion	B1ua,b	1290	2 × 1
Krunkelbachweide, Bernau	U1a,b–U3a,b	1210–1240	2 × 3
Stübenwasen, Feldberg-Gebiet	W1a,b–2a,b	1310–1360	2 × 2
Gisiboden, Todtnau	G1a,b–2a,b	1180–1190	2 × 2
Erlenbachweide, Oberried	E1a,b–2a,b	1160	2 × 2
			Σ 2 × 10
Sondertyp			
S4O = 1946 (<i>Leontodonto-Nardetum</i>), S4a = 1977 (Fragment- <i>Nardion</i>), S4b = 2021 (<i>Festuco-Genistelletum sagittalis</i>)			
Schauinsland-Gipfelregion	S4a,b	1260	3 × 1

Typ 1: Nordlagen am Feldberg (Zastler Kar mit oberem Kar-Rand) und lokalklimatisch kühle Fläche am Stübenwasen (Feldberg-Gebiet). Die Plots sind zu beiden Zeitfenstern nicht beweidet worden. Der Bereich im Zastler Kar wurde bis 1938 von etwa 60 Rindern beweidet, bis 1951 von Schafherden (s. dazu das Bild vom stark beweideten oberen Kar-Bereich mit Viehgangeln in RIES 1948, Tafel 74 und die Angaben bei EGGERS 1957, FUCHS 1982); heute punktueller Fraß von Gämsen (*Rupicapra rupicapra*).

Typ 2: Südlagen am Feldberg oberhalb und östlich der Todtnauer Hütte. Die Flächen sind 1977/78 sehr extensiv mit Schafen beweidet worden. Seit Anfang der 1980er Jahre wurden sie nicht mehr beweidet (Naturschutzwart A. Laber, schriftl. Mitt.) mit Ausnahme von zwei Plots, die nur episodisch mit Schafen beweidet werden.

Typ 3: Diese Flächen stellen den Kern der beweideten Gipfellagen dar. Sie wurden zumeist auch bei der Altaufnahme von Rindern beweidet (Jungviehweiden); Ausnahmen bei der Erstaufnahme: Belchen (7 Plots: Altaufnahmen Schafbeweidung, davor Rinderbeweidung, seit gut 10 Jahren wieder Rinderbeweidung), Schauinsland – oberhalb Gießhübel (2 Plots: Altaufnahmen keine Beweidung, heute 1 Plot mit Rinderbeweidung, 1 Plot mit leichten Einflüssen durch Tritt bzw. Fraß von Feldhasen *Lepus europaeus*), Feldberg: Südhang (1 Plot: Altaufnahme Schaf-, heute Rinderbeweidung).

Typ 4: Diese Flächen liegen unterhalb der Gipfellagen und stellen Jungviehweiden dar. Sie wurden bereits 1977/78 durch Rinder beweidet.

4.4 Stetigkeitstabelle

Die ausgeschiedenen Typen (Kap. 4.3) sind entsprechend dem Vorgehen in SCHWABE & KRATOCHWIL (2021) jeweils für beide Zeitfenster in einer Stetigkeitstabelle dargestellt worden (Beilage S1). In der Tabelle wurden die Zielarten, ferner die Indikatoren für eine Entwicklung zu Hochgras-/Hochstaudenfluren sowie die Nährstoffzeiger des Wirtschaftsgrünlandes gruppiert. Stärkere Stetigkeitsabnahmen bzw. -zunahmen zwischen den Zeitfenstern ($\geq 25\%$) wurden gesondert gekennzeichnet. Zielarten ordneten wir in Anlehnung an OBERDORFER (1978), SCHWABE-BRAUN (1980), OBERDORFER (2001) und im Einklang mit SCHWABE & KRATOCHWIL (2021) zu. Sie umfassen *Nardetalia*-/*Nardion*-Arten und entsprechende Differentialarten.

Statistische Tests zwischen den einzelnen Zeitfenstern werden vor allem auf Artengruppen und Veränderungen anderer Struktur-Parameter bezogen (s. Kap. 4.5). Tests jeder einzelnen Art können zu Zufalls-Signifikanzen führen.

Als Sonderstruktur folgen am Ende der Tabelle drei Originalaufnahmen von der Schauinsland-Gipfelregion (1260–1270 m ü. M.): (1) von Oberdorfer (1946, n. p.) sowie von der Autorin (2) 1977 und (3) 2021.

4.5 Phytodiversität, Strukturparameter und Ellenberg-Indikatorwerte

Die statistischen Tests wurden mit dem Wilcoxon-Paardifferenztest (HEDDERICH & SACHS 2012), jeweils im Vergleich der alten und neuen Originalaufnahmen, durchgeführt (R Core Team 2021, package ‘coin’, version 1.4-2); s. auch HOTHORN et al. (2019).

Bei quantitativen Vergleichen von Deckungen von Arten/Artengruppen wurden die Deckungen der Braun-Blanquet-Werte in eine Prozentskala umgerechnet nach der Skala von EICHBERG et al. (2010) ($r = 0,1, + = 0,3, 1 = 1, 2m = 3, 2a = 9, 2b = 19, 3 = 38, 4 = 63, 5 = 88\%$ Deckung). Im Falle der nicht für den Wert „2“ differenzierten Originalaufnahmen von PHILIPPI (1989, Tab. 15, Aufnahmen: 14–16) verwendeten wir den Mittelwert 15 % (Auftreten bei drei Arten in zwei Aufnahmen).

– Phytodiversität: Artenzahlen, Zielarten-Ratio (target species ratio = TSR)

Die mittleren Artenzahlen wurden für die Gefäßpflanzen (ohne Gehölze) berechnet. Die Artenzahl der Moose variiert stark und wird gesondert aufgeführt; Flechten spielen bei den untersuchten Beständen kaum eine Rolle (von einer Ausbildung mit der Windheiden-Flechte *Flavocetraria cucullata* liegt leider nur eine Aufnahme vor). Die mittlere Zahl der Zielarten wurde ebenfalls berechnet, die Aussagekraft ist jedoch vor allem groß, wenn man die Zielarten-Ratio verwendet, die ein komprimiertes Maß für die naturschutzfachlich wertvolle Ausbildung gefährdeter Magerrasen darstellt. Die Zahl der Zielarten (s. Kap. 4.4) wird hier durch die Zahl aller Arten (Gefäßpflanzen) geteilt. Wir legen die ungewichteten arithmetischen Mittelwerte des Vorkommens zugrunde wie auch bei den Ellenberg-Indikatorwerten (s. u.).

– Strukturparameter

Entsprechend dem Vorgehen bei SCHWABE & KRATOCHWIL (2021) wurden die folgenden Strukturparameter statistisch getestet im Vergleich der beiden Zeitfenster: a) Deckungen von Schichten; b) Deckungen von Indikatorarten mit höherer Stetigkeit und Menge; c) Deckungen von Artengruppen (Nährstoffzeiger, pleurokarpe Moose); und d) Zahl von Indikatorarten (Nährstoffzeiger).

– Ellenberg-Indikatorwerte (Ellenberg indicator values = EIVs)

Die EIVs (ELLENBERG et al. 2001) wurden für die relevanten Faktoren Feuchte = F, Licht = L, Nährstoffe, „Stickstoff“ = N, Reaktion = R und Temperatur = T berechnet. Für T gab es zu viele indifferente Arten bei diesem Datensatz, so dass der Wert nicht für die Gesamtaufnahmen ausgewertet werden konnte. Wegen der Unvollständigkeit für Borstgrasrasen konnten die Zeigerwerte für Weideträgbarkeit und Tritt (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002) ebenfalls nicht verwendet werden.

Gehölz-Jungwuchs wurde ausgeschlossen, da sich die Indikatorwerte auf ausgewachsene Individuen und nicht – wie in unseren Aufnahmen – auf Jugendstadien beziehen. Wir verwenden zur Berechnung der mittleren Indikatorwerte den qualitativen Ansatz, d.h. ungewichtete arithmetische Mittelwerte, da stärker deckende Arten das Bild bei Gewichtung verzerren können. Diese Vorgehensweise wird von verschiedenen Autoren als geeignet betrachtet (z. B. DIEKMANN 2003 und CHYTRÝ et al. 2009).

5. Ergebnisse

5.1 Multivariate Ordination

Die zwei Ordinationen ergaben unterschiedliche Ergebnisse:

- A (Abb. 3) Typ 1, 2: 2021 praktisch nicht beweidet (Feldberg-Gebiet);
- B (Abb. 4) Typ 3, 4: 2021 von Rindern beweidet (Feldberg-Gebiet + alle anderen Gebiete).

Zu A: Diese größtenteils unbeweideten Plots (Abb. 3a, Tab. 1) im Feldberg-Gebiet trennen sich im Ordinationsdiagramm in diejenigen in Nordlage im Zastler Kar (Z) und am oberen Kar-Rand (A) von den südexponierten oberhalb und östlich der Todtnauer Hütte (T); dazwischen liegt eine Brache am Stübenwasen (W3) in kühltemperierter Lage. Die meisten Aufnahmen von 1977/78 haben sich im Verlaufe der spontanen Sukzession bis 2021 zum linken Teil der horizontalen Achse 1 (Eigenwert 0,16) entwickelt. Die vertikale Achse 2 (Eigenwert 0,12) trennt die Flächen des Kar-Randes (Beispiel Abb. 5) von denjenigen der Kar-Mulde. Die stärkerer Schneedynamik unterliegenden Flächen am oberen Kar-Rand mit vielen Zielarten zeigen nur geringe Veränderungen, teilweise (A1) sogar in entgegengesetzter Richtung. Die Entwicklungen der südexponierten Flächen T folgen zumeist der oben beschriebenen „Sukzessionsachse“ (Ausnahme T2, s. u.); 43,4 % (22,1 + 21,3 %) der Varianz wird durch die Achsen 1 und 2 erklärt, während Achse 3 (4,0 %) keine Bedeutung hat.

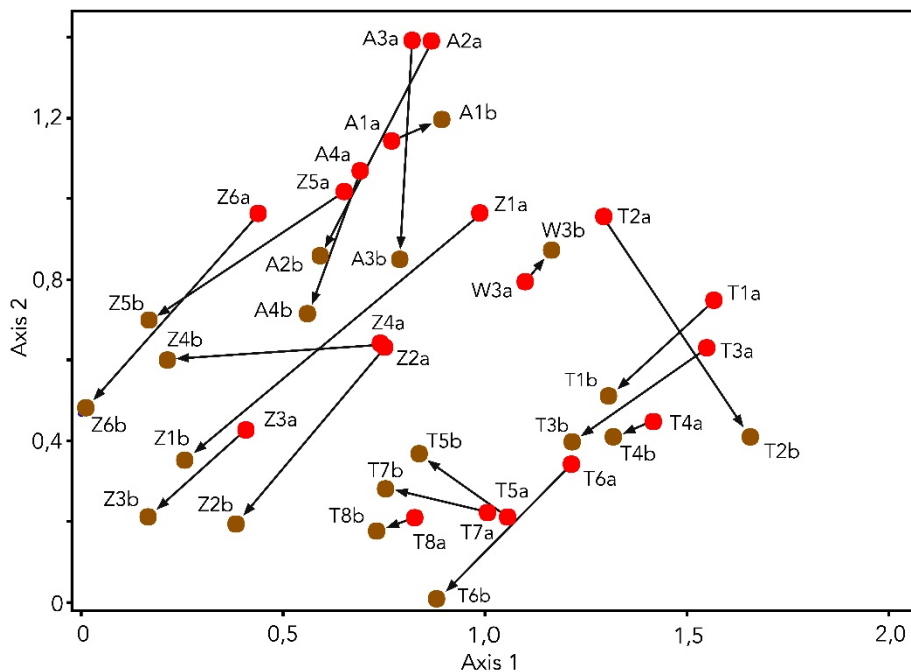


Abb. 3a. DCA der 2021 fast ausschließlich unbeweideten Plots: 1977/78 (a, rot), 2021 (b, braun); jeweils verbunden mit Pfeilen. Typ 1 (unbeweidete Plots, Feldberg-Gebiet Nordlage: A, Z, W3); Typ 2 (1977/78 mit Schafen beweidet, 2021 fast vollständig unbeweidet, Feldberg Südlagen: T). Eigenwerte: Axis 1 = 0,16, Axis 2 = 0,12. Prozente der Post-Hoc Varianz nach Sørensen (Bray-Curtis): Axis 1 = 22,1 %, Axis 2 = 21,3 %. Abkürzungen der Plots, s. Tabelle 1.

Fig. 3a. DCA of the 2021 almost entirely ungrazed plots: 1977/78 (a, red) and 2021 (b, brown); in each case connected by arrows. Type 1 (ungrazed plots, Feldberg northern slopes: A, Z, W3); type 2 (1977/78 sheep-grazed, 2021 nearly completely ungrazed, Feldberg southern slopes: T). Eigenvalues: Axis 1 = 0,16, Axis 2 = 0,12; percentages of post hoc variance Sørensen (Bray-Curtis): Axis 1 = 22,1%, Axis 2 = 21,3%; abbreviations of plots, see Table 1.

Bei den in der Abbildung 3b dargestellten Arten befinden sich die *Nardetalia*-Zielarten (rot eingefärbt) vor allem im oberen Zentrum der Ordination. Einige *Nardetalia*-Arten/Differentialarten wärmerer Lagen sind am rechten Rand des Diagramms zu finden (*Carlina acaulis*, *Hieracium pilosella*, *Viola canina*). Im linken Bereich der Ordination ist die Feuchte-zeigende Alpen-Mutterwurz (*Ligusticum mutellina*) positioniert, die die Nordlagen kennzeichnet; in diesem Bereich sind auch Farne zu finden. Sukzessionstendenzen zeigen die orealen Hochstaudenarten sowie Schlagflur-Arten an (ocker eingefärbt); für die Aufnahmen der Südlagen 2021 ist das z.B. *Calamagrostis arundinacea*. Rechts in der DCA sind wenige Nährstoffzeiger (grün) des Wirtschaftsgrünlandes angeordnet (vor allem im schwach von Schafen beweideten Plot T2, s. Abb. 3a, Kap. 5.2).

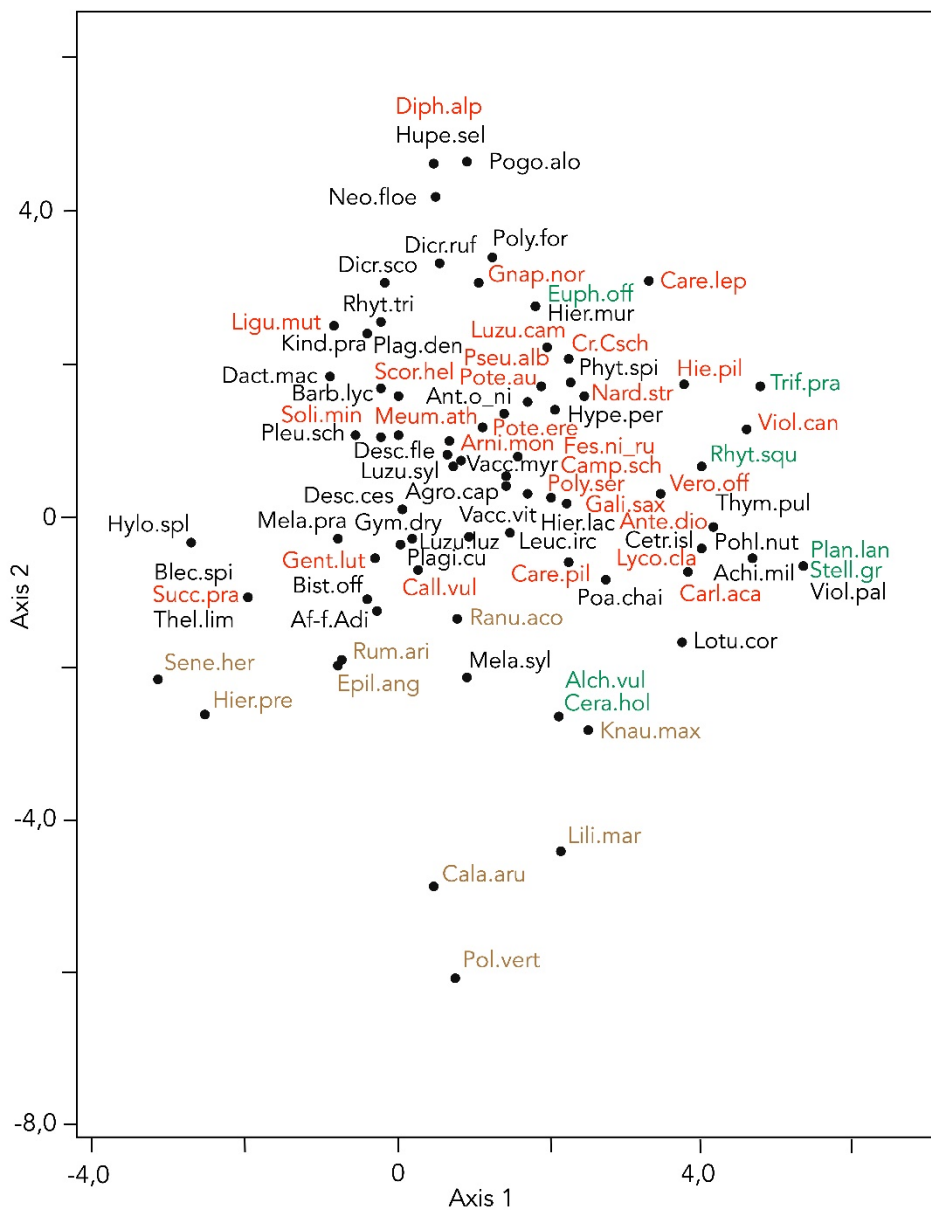


Abb. 3b. Darstellung der Arten für die DCA der Abbildung 3a. Zielarten: rot; Hochstauden- und Hochgras-Arten: braun; Arten des Wirtschaftsgrünlandes (*Molinio-Arrhenatheretea*): grün; andere Arten: schwarz. Abkürzung der Taxa, s. Beilage S1.

Fig. 3b. Depiction of the species from the same DCA as Figure 3a. Target species: red; tall-herb and tall-grass species: brown; species of manured grassland (*Molinio-Arrhenatheretea*): green; other species: black; abbreviations of taxa, see Supplement S1.

Zu B: Die Plots der mit Rindern beweideten Gipfflächen (Typ 3) liegen im linken und mittleren Teil des Diagramms, die etwas tiefergelegenen Jungviehweiden (Bu, E, G, U, W) im mittleren/rechten Teil (Abb. 4a, Tab. 1). Im rechten Teil konzentrieren sich in der Abbildung 4b die Nährstoffzeiger (grün eingefärbt), im linken Teil Nährstoff-Flieher wie z. B. *Vaccinium vitis-idaea*, *Cetraria islandica*, *Flavocetraria cucullata*, *Cladonia arbuscula*. Die *Nardetalia*-Arten (rot) konzentrieren sich im Zentrum. Die meisten der Pfeile zwischen alten und aktuellen Aufnahmen weisen auf der Nährstoffachse nach rechts. Einige Plots zeigen hingegen nur sehr schwache oder keine Veränderungen mit der Zeit (z. B. K1, B6, B8, H1, H2, H4, H6, S3). Fläche T1a2 war 1977 von Schafen beweidet, wird jetzt von Rindern beweidet, und hat eine entgegengesetzte Pfeilrichtung. Gravierende Veränderungen in Richtung Anreicherung von Nährstoffzeigern zeigen die langen Zeittrajektorien über teilweise mehr als eine SD-Einheit vom Typ 4: Erlenbachweide (E1, 2) und Gisiboden (G1). In dieser Ordination wurde auch die Schauinsland-Fläche vom Gipfelbereich eingefügt. Die Entwicklung von S4O (schwarz, 1946) über S4a (1977) zu S4b (2021) umspannt etwa 0,5 SD Einheiten von links nach rechts auf der Nährstoffachse. 53,1 % der Varianz wird durch die Achse 1 erklärt (Eigenvalue 0,27); die Achsen 2 (7,8 %) und 3 (6,5 %) haben keine Bedeutung.

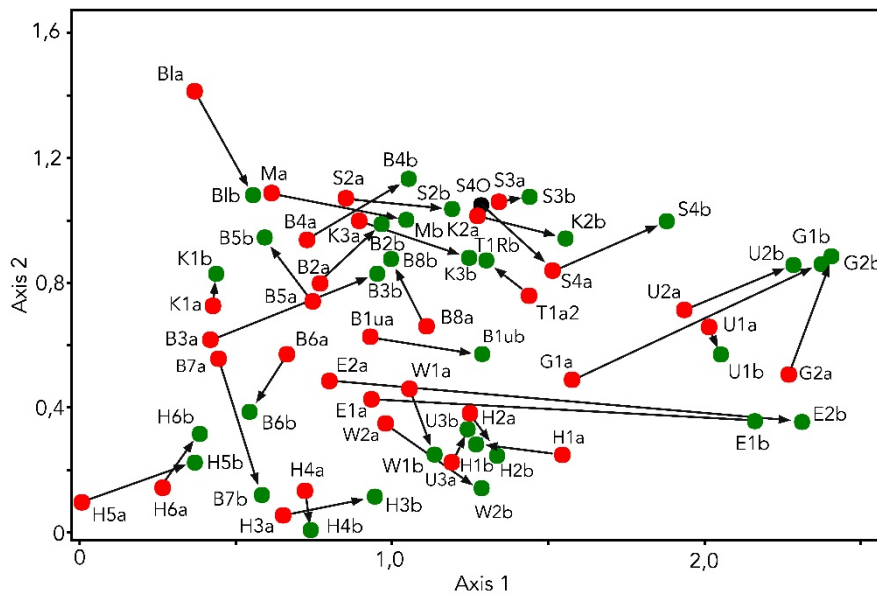


Abb. 4a. DCA der beweideten Plots: 1977/78 (a, rot), 2021 (b, grün); jeweils verbunden mit Pfeilen. Typ 3 (mit Rindern beweidete Plots der Gipfelregionen: B, Bl, H, K, M, TR,W; 1977 von Schafen beweidet: B,T1a2); Typ 4 (mit Rindern beweidete Plots unterhalb der Gipfelregionen: E, G, U, W). Die Plots: S4O (Oberdorfer n. p., 1946), S4a (1977), S4b (2021) stammen vom Schauinsland-Gipfel. Eigenwerte: Axis 1 = 0,27, Axis 2 = 0,09; Prozente der Post-Hoc Varianz nach Sørensen (Bray-Curtis): Axis 1 = 53,1 %, Axis 2 = 7,8 %; Abkürzungen der Plots, s. Tabelle 1.

Fig. 4a. DCA of the grazed plots: 1977/78 (a, red) and 2021 (b, green), in each case connected by arrows: type 3 (cattle-grazed plots of the summit areas: B, Bl, H, K, M, TR,W; grazed by sheep 1977: B, T1a2); type 4 (cattle-grazed plots of the pastures below the summit areas: E, G, U, W). The plots: S4O (Oberdorfer n. p., 1946), S4a (1977), S4b (2021) are from the 'Schauinsland' summit. Eigenvalues: Axis 1 = 0,27, Axis 2 = 0,09; percentages of post hoc variance Sørensen (Bray-Curtis): Axis 1 = 53,1%, Axis 2 = 7,8%; abbreviations of plots, see Table 1.

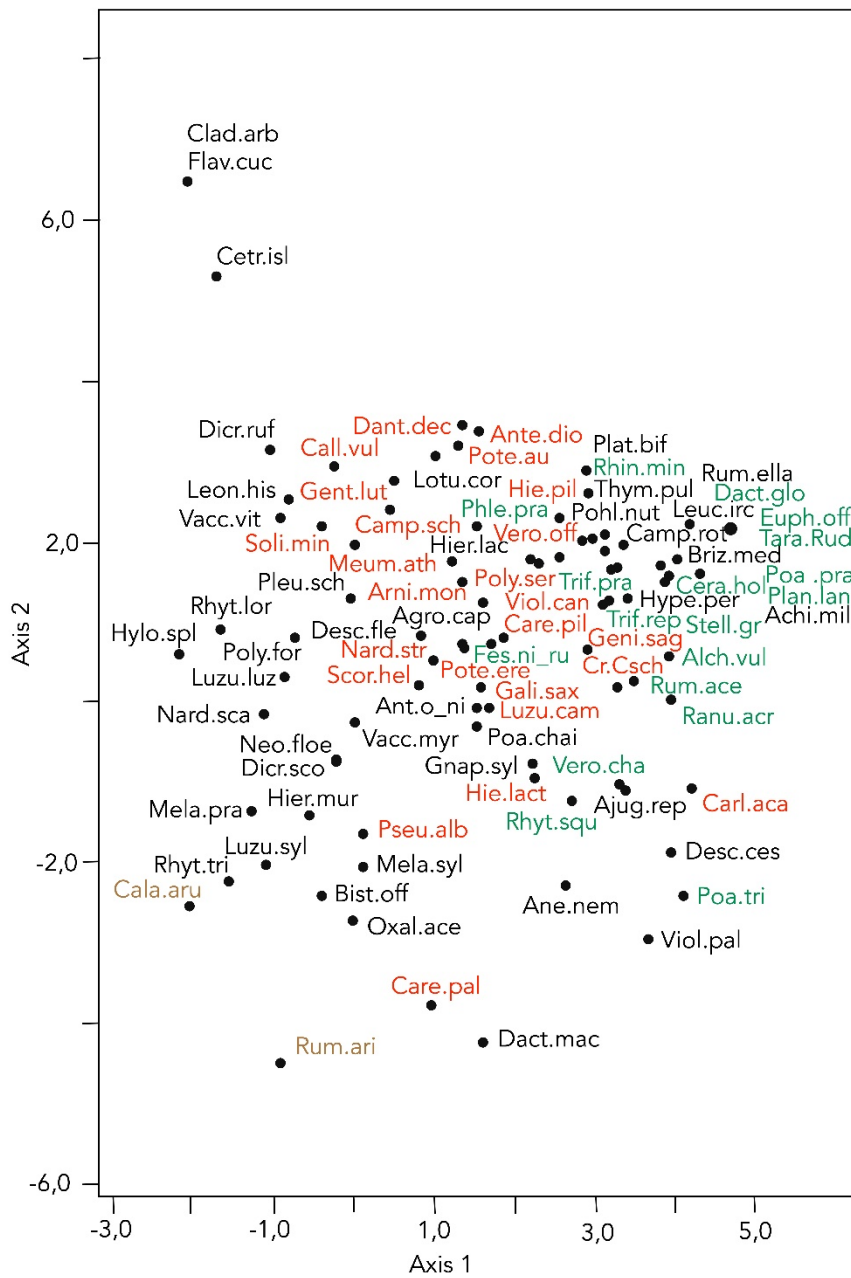


Abb. 4b. Darstellung der Arten für die DCA der Abbildung 4a. Weitere Erläuterungen, s. Abbildung 3b. Einzelaufnahme S40: *Euphrasia stricta*, *Polytrichum piliferum* wurden in die Ordination einbezogen aber nicht dargestellt. Abkürzungen der Taxa, s. Beilage S1.

Fig. 4b. Depiction of the species from the same DCA as Figure 4a. Single relevé S40: *Euphrasia stricta*, *Polytrichum piliferum* were included in the DCA but not indicated in this figure; abbreviations of taxa, see Supplement S1.

5.2 Analyse der Stetigkeitstabelle (Beilage S1)

- Floristischer Vergleich der unbeweideten bzw. kaum beweideten Flächen 1a, b und 2a, b: Die Abbildung 5 stellt einen typischen Bestand am oberen Rand des Zastler Kars dar, der dem Typ 1 zuzuordnen ist; Abbildung 6a und der Vordergrund der Abbildung 6b zeigen Beispiele für den Typ 2. Bei den Zielarten konnte für beide Typen ein Rückgang des Lückenzeigers *Luzula campestris* agg. sowie der heliophilen Glazialrelikte *Potentilla aurea* (L8, T3; Rückgang in Typ 1, 2) und *Scorzoneroides helvetica* (L8, T3; Rückgang in Typ 2) festgestellt werden. Die Zielart *Pseudorchis albida* (Abb. 1c) baute vor allem am Kar-Rand (Typ 1) in steiler Hanglage mit Schneedynamik vitale Populationen auf, in einem Fall mit 20 Blütenständen. Die Zielarten haben sich in diesem Stadium der Sukzession noch weitgehend halten können (mit Ausnahme der bei der Erstaufnahme auch seltenen heliophilen Arten *Diphasiastrum alpinum* L8, *Lycopodium clavatum* L8 und



Abb. 5. Oberer Rand des Zastler Kars, Feldberg (Typ 1, A-Plot) mit den blühenden Arten *Scorzoneroides helvetica*, *Pseudorchis albida* und *Meum athamanticum* in einem Bestand des *Leontodonto-Nardetum*. Durch Schneedynamik und Erosion sind die unbeweideten Flächen am oberen Kar-Rand (A in Abb. 3a) noch reich an *Nardetalia*-Zielarten (Foto: A. Schwabe, 19.07.2021).

Fig. 5. Upper fringe of the glacial cirque “Zastler” in the Feldberg area (type 1, A-Plot) with the flowering plant species *Scorzoneroides helvetica*, *Pseudorchis albida* and *Meum athamanticum* in a stand of the *Leontodonto-Nardetum*. By snow dynamics and erosion the ungrazed plots in the upper fringe area of the glacial cirque (A in Fig. 3a) are still rich in *Nardetalia* target species (Photo: A. Schwabe, 19.07.2021).



Abb. 6. Aspekt des *Leontodonto-Nardetum* vom Südhang des Feldbergs. **a)** Ehemals mit Schafen beweidete (jetzt unbeweidete) Fläche (Typ 2) mit stärker deckender Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), aber immer noch Zielarten wie z. B. *Arnica montana* und *Gentiana lutea* (Typ 2, 1400 m ü. M.). **b)** Im Vordergrund ähnliche Strukturen wie bei a) auf einer episodisch mit Schafen beweideten Fläche (Typ 2), im Hintergrund eine in den letzten Jahren mit Rindern beweidete Fläche mit reicher floristischer Struktur (Typ 3, Plot T1Rb, s. Abb. 4a); 1350 m ü. M. (Fotos: A. Schwabe, 22.07.2021).

Fig. 6. Aspect of the *Leontodonto-Nardetum* from the southern slopes of the Feldberg area. **a)** Formerly sheep-grazed (now ungrazed) area (type 2) with abundant *Vaccinium myrtillus*, but still target species as, e.g., *Arnica montana* and *Gentiana lutea* (type 2, 1400 m a.s.l.). **b)** In the foreground similar structure as in a), episodically sheep-grazed (type 2), in the background in recent years cattle-grazed area which rich floristic structure (type 3, Plot T1Rb, see Fig. 4a); 1350 m a.s.l. (Photos: A. Schwabe, 22.07.2021).

Antennaria dioica L8). Bemerkenswert ist die starke Zunahme von *Gentiana lutea*. Es kam des Weiteren zu Abnahmen von Moosarten in den Nordlagen (Typ 1b); hier konnten sich vor allem Taxa der Gattung *Barbilophozia* s. l. und *Acrocarpi* nicht halten. *Pleurocarpi* nahmen hingegen stark zu in der Deckung (Kap. 5.3.2). Einige Arten der Schlagfluren und der orealen Hochstaudenfluren zeigen Stetigkeitszunahmen in beiden Typen. Es erhöhte sich die Stetigkeit aufkommender Zwergsträucher (*Vaccinium vitis-idaea*, Typ 1) und von Gehölzen, vor allem von *Acer pseudoplatanus* bei 1b und 2b, ferner von *Picea abies* und *Sorbus aucuparia*. Bei Typ 1b beschränken sich die Zunahmen auf tiefer liegende Flächen von 1300 bis 1400 m ü. M. (6 Plots); der obere Kar-Rand wies keine Zunahmen von Gehölzen auf. Die annualen Hemiparasiten und Nährstoff-Flieher *Melampyrum pratense* und *M. sylvatica*, die auf humosem Substrat wachsen, nahmen im Typ 2 jeweils über 30 % in der Stetigkeit zu. Hinweise auf Zunahmen von Nährstoffzeigern gibt es mit der Ausnahme einer episodisch von Schafen beweideten Aufnahme bei Typ 2b (Plot T2) nicht (s. auch Kap. 5.1).

- Floristischer Vergleich der beweideten Gipfellagen Typ 3a, b: Abbildung 6b, 7a, b geben einen Eindruck von den beweideten Gipfellagen: *Arnica montana* konnte die Stetigkeit erhöhen, *Polygala serpyllifolia* sogar um gut 40 % (s. u.). *Antennaria dioica* fehlte auch hier (trat allerdings am Kandel nahe einer alten Aufnahme fläche auf und wurde am Feldberg, Baldenweger Buck, in größeren Populationen beobachtet). *Cetraria islandica* fehlte in den Plots 2021; das trifft auch auf den Bestand mit der Windheiden-Flechte *Flavocetraria cucullata* zu. Von letzterer gibt es in unserem alten Datensatz leider nur eine alte Aufnahme. Lückenzeiger, die nicht so sensitiv sind gegenüber etwas höheren Nährstoffniveaus wie *Veronica officinalis*, in geringerem Ausmaß auch *Rumex acetosella*, verzeichnen Zunahmen. Nährstoffzeiger des Wirtschaftsgrünlandes haben ebenfalls zugenommen. In den alten Aufnahmen gab es vier Arten der Nährstoffzeiger mit Stetigkeiten zwischen 5 und 10 %; inzwischen sind es acht Arten mit 5–29 %; es gibt bisher Zunahmen von maximal 20 %.
- Floristischer Vergleich der Hochweiden außerhalb der Gipfellagen: Auch hier haben sich Zielarten halten können (Abb. 8a, b), wenn es auch einen signifikanten Abfall der TSR gibt (Kap. 5.3.1). Der trittgeförderte Lückenzeiger *Veronica officinalis* hat in der Stetigkeit zugenommen. Die stärkste floristische Veränderung zeigt sich bei den Nährstoffzeigern, deren Zahl sich fast verdoppelte. Sechs Arten haben ≥ 25 % an Stetigkeit zugenommen, vor allem *Trifolium pratense* und *Rumex acetosa* mit +50 % und das Moos *Rhytidiadelphus squarrosus* mit +60 %. Die aufkommenden Gehölze sind stark zurückgegangen.
- Vergleich von Einzelaufnahmen des Schauinsland-Gipfels (angehängt an die Stetigkeitstabelle, Beilage S1)
Die unveröffentlichte Aufnahme von Erich Oberdorfer (S40), erhoben 1946, dokumentiert einen klassischen Bestand des *Leontodonto-Nardetum* mit 18 Phanerogamen-Arten, davon nur zwei Nicht-Zielarten. Die Fläche war mit hoher Wahrscheinlichkeit stärker von Rindern beweidet; dafür spricht z. B. die Deckung „4“ von *Nardus stricta*. 1977 (S4a) war im Gipfelbereich eine brachliegende fragmentarische *Nardion*-Gesellschaft entwickelt mit 18 Phanerogamen-Arten (darunter 10 Zielarten und einem Nährstoffzeiger) und 2021 (S4b) eine extensive Rinder-/Ponyweide mit 25 Phanerogamen-Arten, darunter 12 Zielarten sowie fünf Nährstoffzeiger (Bestand des *Festuco-Genistetum sagittalis*).



Abb. 7. *Leontodonto-Nardetum* in mit Rindern beweideten Gipfellagen, Typ 3. **a)** Reicher *Scorzoneroides helvetica*-Blühaspekt am Herzogenhorn, Ausbildung ohne Nährstoffzeiger (1320 m ü. M., 02.07.2021); **b)** Ausbildung, die reich ist an *Meum athamanticum* und bereits einige Nährstoffzeiger in geringer Menge aufweist wie z. B. *Trifolium pratense* und *T. repens*, aber noch viele Zielarten enthält, wie z. B. (im Vordergrund sichtbar) *Arnica montana* (Mittelbuck, Feldberg, 1450 m ü. M., 19.07.2021) (Fotos: A. Schwabe).

Fig. 7. *Leontodonto-Nardetum* from cattle-grazed summit areas, type 3. **a)** Rich *Scorzoneroides helvetica* flowering aspect in the 'Herzogenhorn' area without nutrient indicators (1320 m a.s.l., 02.07.2021); **b)** Stand, rich in *Meum athamanticum* and already some nutrient indicators with low cover as *Trifolium pratense* and *T. repens*, but still with a lot of target species including (visible in the foreground) *Arnica montana* (Mittelbuck, Feldberg, 1450 m a.s.l., 19.07.2021) (Photos: A. Schwabe).

– Anmerkung zu Arten mit möglicher Fluktuation

Pseudorchis albida und *Dactylorhiza maculata* s. str. (beide RLD 3) wiesen im Jahr 2021 durchweg Zunahmen in der Stetigkeit auf. Dies trifft auch auf *Polygala serpyllifolia* (RLD 3) zu. Die Vorkommen von *P. albida* (insgesamt in zwölf Aufnahmen gegenüber vier in den alten Aufnahmen) kamen in jedem Fall in anderen Plots vor als 1977/78. Drei jeweils verschiedene Plots waren im Gebiet Herzogenhorn in beiden Zeitfenstern besiedelt.

5.3 Phytodiversität, Strukturparameter und Ellenberg-Indikatorwerte

5.3.1 Phytodiversität, Zielarten, TSR, Rote Liste-Arten (Tab. 2, Kopf Beilage S1)

Die Artenzahlen der Gefäßpflanzen zeigen in den Ausbildungen mit Nährstoffzeigern signifikante Zunahmen (Typen 3, 4). Hier sind sowohl Zielarten als auch Nährstoffzeiger vorhanden. Die Zahl der Zielarten stieg im beweideten Typ 3 (Tab. 2); in allen anderen Typen gab es keine Veränderungen. Die Werte lagen allgemein 2021 im Mittel zwischen 10 und 11 Zielarten. Die Artenzahl der Moose sank schwach signifikant im Typ 1 und die



Abb. 8. Reste des *Leontodonto-Nardetum* unterhalb der Gipfellagen (Typ 4), mit noch vorhandenen Zielarten wie z. B. *Arnica montana*, aber auch verschiedenen Nährstoffzeigern (in a: *Trifolium pratense*, *Alchemilla vulgaris* agg.). (a) Krunkelbach, 1210 m ü. M., 05.07.2021) oder in b: *Ranunculus acris*, *T. pratense* (b) Erlenbach, Rand einer mittlerweile gedüngten Weide, 1160 m ü. M.) (Fotos: A. Schwabe).

Fig. 8. Remnants of the *Leontodonto-Nardetum* below the summit areas (type 4), showing still target species as *Arnica montana*, but also different nutrient indicators (in a: *Trifolium pratense*, *Alchemilla vulgaris* agg.). (a) Krunkelbach, 1210 m a.s.l., 05.07.2021) or in b: *Ranunculus acris*, *T. pratense* (b) Erlenbach, margin of a meanwhile manured pasture, 1160 m a.s.l.) (Photos: A. Schwabe).

Tabelle 2. Phytodiversität, Schichtendeckung und Artengruppen im Vergleich 1977/78 und 2021; grün: Zunahmen, rötlich: Abnahmen; ** $p \leq 0,01$, * $p \leq 0,05$, n.s.: nicht signifikant. Mw: Mittelwert, SE: Standardfehler. Typen, s. Kap. 4.3 und Tabelle 1. Wilcoxon-Paarvergleichstest (R-Paket „coin“, version 1.3-1).

Table 2. Phyto diversity, cover of layers and species groups in two time windows (1977/78 and 2021); green: increases, reddish: decreases; ** $p \leq 0,01$, * $p \leq 0,05$, n.s.: not significant. Mw: mean, SE: standard error. Types, see Section 4.3 and Table 1. Paired exact Wilcoxon rank test (R-package „coin“, version 1.3-1).

Parameter	Typ	1a	1b	p	2a	2b	p	3a	3b	p	4a	4b	p
Artenzahl Gefäßpflanzen (ohne Gehölze)	Mw	19,09	18,36	0,7578	n.s.	21,75	23,13	0,3828	n.s.	15,71	18,48	0,0038	**
	SE	1,28	0,95			1,21	1,14			0,57	0,87		1,91
Artenzahl Gehölze	Mw	0,91	1,36	0,1250	n.s.	0,75	2,13	0,0156	*	0,62	0,52	0,7266	n.s.
	SE	0,24	0,27			0,29	0,37			0,14	0,11		0,45
Artenzahl Moose/Flechten	Mw	3,27	1,82	0,0390	*	0,75	0,88	1,0000	n.s.	2,05	1,67	0,1660	n.s.
	SE	0,53	0,17			0,29	0,21			0,35	0,26		0,24
Zahl der Zielarten Gefäßpflanzen	Mw	11,27	10,09	0,1719	n.s.	12,00	11,38	0,5625	n.s.	8,76	10,43	0,0122	*
	SE	0,59	0,70			0,71	0,97			0,51	0,56		0,60
Target Species Ratio (TSR)	Mw	0,61	0,56	0,1250	n.s.	0,56	0,49	0,1094	n.s.	0,55	0,56	0,9051	n.s.
	SE	0,03	0,03			0,04	0,02			0,03	0,02		0,04
Deckung Feldschiecht (%)	Mw	95,00	97,09	0,3594	n.s.	96,25	96,00	1,0000	n.s.	94,29	94,29	1,0000	n.s.
	SE	1,19	1,12			1,17	0,64			1,03	0,77		0,77
Deckung pleurokarpe Moose (Summe %): <i>P. schreberi</i> , <i>R. triquetrus</i> , <i>H. splendens</i>	Mw	13,64	27,18	0,0117	*	1,50	2,88	0,4375	n.s.	4,89	6,19	0,4913	n.s.
	SE	3,85	4,60			1,06	1,29			1,34	2,00		1,13
Deckung Arten Wirtschaftsgrünland (%)	Mw	0,09	0,00	1,0000	n.s.	0,20	0,41	1,0000	n.s.	0,14	0,90	0,0039	**
	SE	0,09	0,00			0,13	0,39			0,07	0,39		1,53
Zahl Arten Wirtschaftsgrünland	Mw	0,09	0,00	1,0000	n.s.	0,38	0,25	1,0000	n.s.	0,24	1,14	0,0039	**
	SE	0,09	0,00			0,25	0,23			0,11	0,26		0,87
<i>Vaccinium myrtillus</i> Deckung (%)	Mw	20,18	26,45	0,0313	*	20,75	28,00	0,2500	n.s.	25,68	20,29	0,0264	*
	SE	4,79	4,11			5,88	5,74			5,49	5,03		6,84
<i>Pleurozium schreberi</i> Deckung (%)	Mw	5,18	18,00	0,0039	**	1,50	2,88	0,4375	n.s.	2,40	3,05	0,4979	n.s.
	SE	1,27	3,37			1,06	1,29			0,69	0,96		0,87
<i>Nardus stricta</i> Deckung (%)	Mw	0,75	0,78	1,0000	n.s.	5,63	4,75	1,0000	n.s.	8,35	11,48	0,0203	*
	SE	0,30	0,27			1,54	1,51			2,09	1,65		1,13
<i>Festuca nigrescens/F. rubra</i> agg. Deckung (%)	Mw	1,91	1,21	0,0625	n.s.	14,00	5,75	0,0156	*	9,81	6,54	0,1143	n.s.
	SE	0,30	0,27			1,77	1,17			2,43	1,40		1,91
<i>Deschampsia flexuosa</i> Deckung (%)	Mw	23,18	14,82	0,0625	n.s.	13,00	14,50	0,5000	n.s.	8,43	5,25	0,2910	n.s.
	SE	3,58	1,73			2,29	2,14			1,89	1,01		3,53
<i>Rhynchospora squarrosa</i> Deckung (%)	Mw	0,00	0,00	–	–	1,13	0,75	1,0000	n.s.	1,14	1,48	0,5625	n.s.
	SE	0,00	0,00			1,05	0,46			0,59	0,69		0,87
<i>Agrostis capillaris</i> Deckung (%)	Mw	2,27	1,36	0,5000	n.s.	6,00	8,25	0,2500	n.s.	4,05	4,62	0,3750	n.s.
	SE	0,69	0,23			1,06	0,70			0,82	0,87		0,62
<i>Meum athamanticum</i> Deckung (%)	Mw	7,12	11,85	0,0313	*	1,61	4,41	0,0313	*	1,90	5,54	0,0049	**
	SE	0,95	1,79			1,00	2,16			0,69	1,57		0,84

der Gehölze stieg im unbeweideten Typ 2 schwach signifikant. Die TSR nahm im Typ 4 von 0,53 auf 0,44 ab; die höchsten Werte wurden in den Typen 1 und 3 erreicht (im Mittel 0,56; 1977 bis zu 0,61). Bei den Einzelaufnahmen vom Schauinsland-Gipfel wurde 1946 der Wert von 0,83 erreicht. Die Zahl der Rote Liste-Arten (RLD) zeigt in keinem Typ signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmen (jeweils im Mittel 3–4; Typ 4: 2,9–3,1 RLD-Arten; s. Beilage S1).

5.3.2 Strukturparameter (Tab. 2)

- Deckungen von Schichten und von Artengruppen
In der Deckung der Feldschicht gab es nur bei den nährstoffreicheren Plots des Typs 4 Zunahmen der Deckung; bei der Moos-/Flechtschicht traten keine Veränderungen auf. Die Artengruppe der stark deckenden pleurokarpen Moose *Pleurozium schreberi*, *Rhytiadelphus triquetrus* und *Hylocomium splendens* zeigten hingegen Zunahmen im unbeweideten Typ 1. Die Deckung der Arten des Wirtschaftsgrünlandes nahm bei den beweideten Typen 3/4 signifikant zu.
- Zahl von Indikatorarten-Gruppen (Arten des Wirtschaftsgrünlandes)
Diese Nährstoffzeiger nahmen auch in der Summe bei den beweideten Typen 3/4 signifikant zu.
- Deckungen von Indikatorarten mit höherer Stetigkeit und Menge
Vaccinium myrtillus nahm im unbeweideten Typ 1 in der Deckung zu; im beweideten Typ 3 kam es hingegen zu Abnahmen. *Calluna vulgaris* zeigte hingegen keine signifikanten Änderungen (Werte nicht dargestellt). Als typisches Gras der Borstgrasrasen nahm *Nardus stricta* im beweideten Typ 3 zu. *Festuca rubra* agg. nahm im unbeweideten Typ 2 ab und im beweideten Typ 4 zu. Die signifikante Abnahme von *Deschampsia flexuosa* korrespondiert im Typ 4 mit entsprechenden Zunahmen von *Rhytiadelphus squarrosus* sowie von *Agrostis capillaris*. Bemerkenswert war die in allen Typen signifikante Zunahme von *Meum athamanticum*.

5.3.3 Ellenberg-Indikatorwerte

Die EIVs wurden in der Stetigkeitstabelle (Beilage S1) in der Kopfzeile eingetragen, um einen Eindruck von den Werten zu vermitteln, die lichte, saure und – mit Mittelwerten unter N3 (Ausnahme Typ 4, s. u.) – auch noch nährstoffarme Verhältnisse widerspiegeln. Der paarige Wilcoxon-Test belegte nur im Falle der N-Werte (Typen 3b, 4b) eine schwach signifikante Zunahme (Tab. 2). Alle anderen Indikatorwerte zeigten keine Änderungen, wenngleich eine Tendenz zur Erhöhung des R-Wertes bei Typ 4 ($p = 0,05$) besteht. Die T-Werte wiesen viele indifferente Arten auf und ließen sich deshalb nicht sinnvoll auf Gesellschaftsebene auswerten. Kaltstenotherme Arten mit einem T-Wert von 1 traten nicht auf, wohl aber zwei Phanerogamen mit T2 (*Campanula scheuchzeri*, *Ligusticum mutellina*), zwei Lebermoos-Sippen: *Neoorthocaulis* (= *Barbilophozia floerkei*, *Barbilophozia lycopodioides*) sowie die Windheiden-Flechte *Flavocetraria cucullata*. Es zeigten sich bei Typ 1 starke Stetigkeitsabnahmen der beiden *Barbilophozia* s. l.-Sippen (Abnahmen 27 bzw. 18 %) (s. auch Kap. 6.4).

Die Einzelaufnahme vom Schauinsland-Gipfel wies 1946 relativ niedrige N-Werte auf (2,4); 1977 bzw. 2021 dann 2,8 bzw. 2,9 (Beilage S1). Der Reaktionswert 1946 lag bei 2,6 und erreicht im hier untersuchten Zeitfenster mit 3,1 vergleichbare Werte wie die Typen 1–3.

5.4 Ergebnisse zum Vergleich *Festuco-Genistelletum sagittalis* und *Leontodonto-Nardetum* (Tab. 3)

Zusammen mit den Daten der montanen Borstgrasrasen (*Festuco-Genistelletum sagittalis*) mit 2×60 Aufnahmen in 40-jährigem Abstand (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021) liegt nun mit weiteren 2×50 Aufnahmen ein reiches Datenmaterial vor. In der Tabelle 3 vergleichen wir einige Ergebnisse synoptisch. Die Zielarten-Ratio reduzierte sich in der montan verbreiteten Assoziation in allen Ausbildungen, in der hochmontanen nur bei den Jungviehweiden unterhalb der Gipfellagen (Typ 4). Es zeigte sich, dass alle Prozesse im Bereich Eutrophierung (a–f) im *Festuco-Genistelletum* des südwestlichen Schwarzwaldes

Tabelle 3. Signifikante Änderungen des *Festuco-Genistelletum sagittalis* im Vergleich mit dem *Leontodonto-Nardetum*/Schwarzwald: Vergleich 1977/78 mit 2016–21. Grün: Zunahmen, rötlich: Abnahmen. *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$; n.s.: nicht signifikant. a–f: Indikatoren, die eine Erhöhung des Trophie-Niveaus anzeigen.

Table 3. Significant changes in the *Festuco-Genistelletum sagittalis* compared to the *Leontodonto-Nardetum* in the Black Forest: Comparison 1977/78 and 2016–21. Green: increases, reddish: decreases. *** $p \leq 0.001$, ** $p \leq 0.01$, * $p \leq 0.05$, n.s.: not significant. a–f: Indicators which indicate an increase of the nutrient level.

Assoziation	<i>Fest.-Genistelletum sagittalis</i>		<i>Leontodonto-Nardetum</i>			
	Südwestlicher Schwarzwald (Schwabe & Kratochwil 2021)	Südöstlicher Schwarzwald	Typ 4 Jungviehweiden unterh. Gipfellagen	Typ 3 Gipfel-lagen	Typ 2 Feldberg S-Lage	Typ 1 Feldberg N-Lage
Weidetiere (wenige Ausnahmen)	Rind	Rind	Rind	Rind	beweidet	beweidet
Zahl der pflanzensoz. Aufnahmen	2×36	2×24	2×10	2×21	2×8	2×11
m ü. M. von ... bis	730–1140	800–1000	1160–1360	1140–1450	1350–1430	1280–1470
Zielarten-Ratio (TSR)	Abnahme***	Abnahme*	Abnahme*	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Indikatoren Eutrophierung:</i>						
a Zahl Arten Wirtschaftsrundland	Zunahme***	Zunahme**	Zunahme**	Zunahme**	n.s.	n.s.
b Deckung Arten Wirtschaftsrundland %	Zunahme***	n.s.	Zunahme**	Zunahme**		
c Ellenberg-Indikatorwert Nährstoffe	Zunahme***	Zunahme**	Zunahme*	Zunahme*	n.s.	n.s.
d Ellenberg-Indikatorwert Reaktion	Zunahme***	n.s.	Trend Zunahme	n.s.	n.s.	n.s.
e <i>Agrostis capillaris</i> mittl. Deckung %	Zunahme***	Zunahme***	Zunahme*	n.s.	n.s.	n.s.
f <i>Rhytiadelphus squarrosus</i> mittl. Deckung %	Zunahme***	n.s.	Zunahme*	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Indikatoren für hohe Azidität, sehr extensive od. fehlende Bewirtschaftung:</i>						
<i>Deschampsia flexuosa</i> mittl. Deck. %	Abnahme***	n.s.	Abnahme**	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Pleurozium schreberi</i> mittl. Deck. %	Abnahme***	Abnahme*	n.s.	n.s.	n.s.	Zunahme**

ein Maximum erreichen. Diese Entwicklung ist im *Leontodonto-Nardetum* auf den Jungviehweiden unterhalb der Gipfellagen (Typ 4) fast entsprechend und in den klimatisch extremeren Lagen des südöstlichen Schwarzwaldes (*Festuco-Genistelletum*) und der Gipfellagen (*Leontodonto-Nardetum*) reduziert. *Agrostis capillaris* und *Rhytidiadelphus squarrosus* nehmen als Zeiger eines höheren Trophieniveaus vor allem im südwestlichen Schwarzwald im montanen Gebiet zu, im hochmontanen nur in Typ 4. Die Nährstoffzeiger des Wirtschaftsgrünlandes fehlten in den nicht beweideten Flächen in den Feldberg-Nord-/Südlagen im *Leontodonto-Nardetum* weitgehend.

Indikatoren für hohe Azidität sowie geringen Nährstoff-Einfluss (*Deschampsia flexuosa*, *Pleurozium schreberi*) nahmen in den Flügelginster-Weiden des südwestlichen Schwarzwaldes signifikant ab, im Falle von *P. schreberi* in den unbewirtschafteten Feldberg-Nordlagen im *Leontodonto-Nardetum* (Typ 1) hingegen zu.

Neophyten spielen in den Beständen des *Leontodonto-Nardetum* kaum eine Rolle; sie fehlen in unserer Stetigkeitstabelle. *Lupinus polyphyllus* wurde jedoch als Problemart in einigen Beständen des *Festuco-Genistelletum* gefunden (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). In einem Fall im Schauinsland-Gebiet (1130 m ü. M., SW-exponiert) war die alte Aufnahmefläche des *Leontodonto-Nardetum* brach gefallen; zwischen *Meum athamanticum*-Fazies und anderen *Nardetalia*-Arten (neu: *Genista sagittalis*) war *L. polyphyllus* von der Straßenböschung her in den Bestand eingedrungen (Fläche mit vielen Störungen, nicht in die Beilage S1 und die Ordinationen integriert).

6. Diskussion

6.1 Entwicklung bei den Zielarten

6.1.1 Zielarten-Diversität und Zielarten-Ratio (TSR)

Die Zielarten haben im *Leontodonto-Nardetum* noch eine hohe Diversität, sind aber in vielen Gebieten Deutschlands stark zurückgegangen (SCHWABE et al. 2019).

Das Verhältnis von Zielarten zu sonstigen Arten wird durch die Zielarten-Ratio (TSR) dokumentiert. Im beweideten Typ 3 wird der sehr gute Wert um 0,6 fast erreicht, ebenso (noch) im Typ 1 (Zastler Kar). Der TSR-Wert nahm im *Festuco-Genistelletum* hingegen signifikant ab (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021); s. Kap. 5.4. Nach den Ausführungen in behördlichen Managementplänen (z.B. REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2021b), ist es besonders wichtig, zu beurteilen, ob „Artenreiche Borstgrasrasen“ (FFH-Code 6230) eine lebensraumtypische Artenausstattung insbesondere mit Arten der Borstgrasrasen (*Nardetalia*) zeigen. Für diese Beurteilung stellt die TSR einen wichtigen komprimierten Wert mit sehr guter Vergleichbarkeit zwischen den Beständen dar.

6.1.2 Glazialrelikte

Unter den Glazialrelikten *Scorzoneroidees helvetica*, *Campanula scheuchzeri* und *Potentilla aurea* hat vor allem *P. aurea* (L8) in den nicht beweideten Typen 1 und 2 erheblich an Stetigkeit verloren. In der höherwüchsigen Vegetationsschicht von Typ 1 und 2 zeigt *P. aurea* teilweise reduzierte Vitalität. Auch *S. helvetica* (L8) verlor im dichten Bewuchs der Bestände am Feldberg-Südhang (Typ 2) bereits an Stetigkeit (-37%). *Potentilla aurea* erreichte bei BARTSCH & BARTSCH (1940) im beweideten *Leontodonto-Nardetum* am

Feldberg in den 1930er Jahren eine Stetigkeit von 80 %, sowie bei MÜLLER (1948) in den 1940er Jahren von 86 %. Die heliophile Art ist auch allgemein in beweideten Borstgrasrasen der Alpen präsent (z. B. OBERDORFER 1978 mit Stetigkeiten von 70–83 %).

6.1.3 *Arnica montana*

Die FFH-Anhangsart *A. montana* erreicht aktuell Stetigkeiten von 60–82 % (Typ 1–4) gegenüber 48–82 % 1977/78. *Arnica* ist auch im *Festuco-Genistelletum sagittalis* des Schwarzwaldes noch gut vertreten (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). Die Art profitiert von Rinderbeweidung, da Tritt die Rosettenbildung fördert und die Art (im Gegensatz zur Ziegenbeweidung) nicht gefressen wird (SCHWABE 1990b); Rosettenbildung findet aber auch allgemein an offenen Stellen statt (WITTIG et al. 2020). In vielen Gebieten in Deutschland gibt es starke Rückgänge (SCHWABE et al. 2019), so dass die montan bis hochmontanen Schwarzwald-Bestände herausragen. *Arnica montana* ist sehr empfindlich gegenüber Düngung (MAURICE et al. 2012, HOLLMANN et al. 2020), wenn es auch eine kurze Transitionsperiode mit reichlich *Arnica* und bereits vorhandenen Nährstoffzeigern geben kann (Typ 4 und entsprechende Ausbildungen in Flügelginster-Weiden, SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). Gegenüber Trockenstress sind vegetative Stadien von Jungpflanzen besonders empfindlich, wie STANIK et al. (2021a) in einem Gewächshaus-Experiment zeigen konnten. Auch in unbeweideten Flächen kommt die Art noch eine Zeitspanne vor und blüht dort üppig (SCHWABE 1990b), erlöscht dann aber längerfristig (dokumentiert für Flügelginster-Weiden, s. SCHWABE & KRATOCHWIL 2015). Die Populationen werden kleiner und bilden weniger Früchte aus; die Samengewichte sind reduziert (KAHMEN & POSCHLOD 2000). Eine Gefährdung durch umfangreiche Entnahmen von Pflanzen für pharmazeutische und kosmetische Zwecke, wie es aus den rumänischen Karpaten berichtet wird (MARDARI et al. 2019), ist in den Beständen des *Leontodonto-Nardetum* durch strengen Schutz der Art nicht zu befürchten. Der ungewichtete EIV für N beträgt bei den gut ausgebildeten Beständen der rumänischen Karpaten $3,1 \pm 0,40$ SE (um 1200 m ü. M.) und liegt in unseren Typen 1–3 noch darunter.

Vor allem für die beweideten Bestände unseres Typs 3 besteht eine gute Prognose für die Erhaltung der reichen *Arnica*-Vorkommen, wenn die Bewirtschaftung beibehalten bzw. punktuell noch im Sinne einer strikten Nährstoffreduktion verbessert wird (s. Kap. 6.5). In Landschaften mit hohem atmogenen N-Input, z. B. im niedersächsischen Flachland, gelingt eine längerfristige Erhaltung nur durch stetigen sehr starken Phytomasse-Entzug (WITTIG et al. 2020).

6.1.4 *Pseudorchis albida*

Pseudorchis albida zeigte 2021 höhere Stetigkeitswerte als 1977/78, insbesondere trat die Art in den beweideten Typen 3 und 4 auf. Der mykorrhizierte boreo-montan verbreitete Geophyt profitiert nach JERSÁKOVÁ et al. (2011) von kürzerwüchsigen Rasen und extensiver Beweidung. Dabei sind die Möglichkeiten des vegetativen Wachstums limitiert, und die Art blüht auch nicht in jedem Jahr. Sie kann sogar in ein 1–2-jähriges Stadium der Dormanz fallen und ist dann kryptisch (JERSÁKOVÁ et al. 2011). Daher müssten vieljährige Studien vorliegen, um genaue Aussagen über Veränderungen machen zu können. Wir fanden die Art auch häufiger in lückigen *Vaccinium myrtillus*-Stadien, was auch von OBERDORFER (2001) erwähnt wird. In Großbritannien nahmen die Wuchsorte um 65 % ab, vor allem durch Düngung und Intensivierung und nachfolgende Habitatfragmentierung (JERSÁKOVÁ et al.

2011); für viele deutsche Mittelgebirge trifft Entsprechendes zu. Größere Vorkommensgebiete außerhalb der Alpen gibt es nur noch im Schwarzwald und Thüringer Wald (NETPHYD & BFN 2013, ENDREB & KAPPLER 2018). Allgemein reagieren offenbar die mit *P. albida* assoziierten Pilze sensitiv auf eine zunehmende N-Verfügbarkeit (PONERT et al. 2013).

6.1.5 *Polygala serpyllifolia*

Bei der Untersuchung montaner Borstgrasrasen im Schwarzwald (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021) zeigten sich starke Rückgänge der subatlantisch verbreiteten *Polygala serpyllifolia* unterhalb 950 m ü. M. Ob dieses mit längeren Trockenperioden zusammenhängt, kann noch nicht beurteilt werden. Dieser Rückgang ist in den hochmontanen Borstgrasrasen nicht feststellbar. Insbesondere in den beweideten Gipfellagen (Typ 3) kam es zu Stetigkeitszunahmen von über 30 % dieser lichtliebenden (L8), konkurrenzschwachen und auf Luftfeuchtigkeit sowie frisch-feuchte Bodenverhältnisse (F6) angewiesenen Art (OBERDORFER 2001). Nicht nur in den Flügelginster-Weiden, sondern auch in anderen Borstgrasrasen-Typen niederer montaner Lagen kam es zu Rückgängen; *P. serpyllifolia* konnte vereinzelt durch Beweidung wieder gefördert werden (SCHMIDT et al. 2006). Im planaren Gebiet ist die Art weitgehend erloschen (NETPHYD & BFN 2013).

6.1.6 *Gentiana lutea*

Gentiana lutea hat in den heute unbeweideten Flächen (Typen 1 und 2) stark an Stetigkeit zugenommen (bis zu 50 %). Die hochwüchsige Art kommt mit höherer Stetigkeit auch in natürlichen Beständen des *Sorbo-Calamagrostietum* vor, z. B. im Komplex von Lawinenbahnen am Feldberg mit Stetigkeit 65 % (20 Aufnahmen von BUCHHOLZ 1989). Der Entwicklungszyklus des prächtigen Rübengeophyten ist sehr langsam; er bildet erst nach 10–20(30) Jahren Blüten und dann auch nicht jedes Jahr (HEGI 1927, MAYOROVA et al. 2015). Die bis 10 kg schweren Rüben (RAUH 1950) können ein Alter von bis ca. 60 Jahren erreichen (HEGI 1927); durch das klonale Wachstum sowie teilweise Fragmentierungen sind die Klone noch weitaus langlebiger (MAYOROVA et al. 2015). Die Art verfügt nur über eine kurzlebige Diasporenbank von 3 Jahren (HESSE et al. 2006).

Gentiana lutea ist im Gebiet seit 1936 geschützt, so dass bei Freilandpopulationen seit langem keine legitimen Entnahmen für Destillier- oder pharmazeutische Zwecke vorkamen. In den beweideten Gipfellagen des Feldberg-Gebietes ist *G. lutea* ebenfalls stark vertreten; das wird in unseren Aufnahmen des Typs 3 jedoch von den Gipfel-Gebieten, denen *G. lutea* fehlt (weil sie außerhalb des Vorkommensgebietes im Schwarzwald liegen) überprägt. *Gentiana lutea* wird zuweilen als „Weideunkaut“ bezeichnet (BOGENRIEDER 1982, HESSE et al. 2006), da die Art sich durch selektiven Fraß anreichert. Sie hat jedoch z. B. eine große biozönotische Bedeutung als Nahrungspflanze von *Perizoma obsoletata* (Enzian-Kapselspanner) (s. Kap. 3.1), und als Pollen-Nektar-Ressource vor allem für Hummeln und Schwebfliegen und ist Teil eines biozönotischen Konnexes. Hummeln sind wichtige Bestäuber der (fremdbestäubten) Art (KÉRY et al. 2000: Schweizer Jura; BUCHHOLZ 1989: *Bombus soroeensis*, *B. wurflenii*, *B. pratorum* am Feldberg). Im Feldberg-Gebiet ist *G. lutea* nicht gefährdet, wohl aber in vielen anderen Regionen, z. B. im Schweizer Jura (KÉRY et al. 2000).

6.1.7 *Meum athamanticum*

Bei der subatlantisch-montanen Art *Meum athamanticum* ist ebenfalls eine Zunahme zu verzeichnen; hier erhöhte sich die Deckung signifikant in allen Typen und im Falle von Typ 4 auch erheblich die Stetigkeit (+40 %), die aber bei den anderen Typen schon zuvor hoch war. *Meum* ist sowohl in unbeweideten Flächen als auch in beweideten konkurrenzstark. In den beweideten Flächen zeigte es keine große Empfindlichkeit gegenüber sehr leichten Erhöhungen im Trophieniveau. Die höchsten Deckungswerte werden in den N-exponierten, luftfeuchten unbeweideten Flächen des Typ 1 erreicht. BARTSCH & BARTSCH (1940: 55) geben an, dass sich bei Wässerung und Mahd Bestände der „*Nardus stricta*-*L. pyrenaicus*-Ass.“ in solche der „*Festuca rubra*-*M. athamanticum*-Wiese“ umwandeln lassen und *Meum* durch frisch-feuchte Bedingungen gefördert wird.

Die Zunahme von *M. athamanticum* in Brachen wird von DIERSCHKE & PEPLER-LISBACH (1997) und DIERSCHKE & BRIEMLE (2002) angegeben und konnte auch in Brachen von Flügelginster-Weiden um 1000 m ü. M. festgestellt werden (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). Die Art ist in Brachen besonders hochwüchsig, wie es auch von REIF et al. (1988/89) dokumentiert wurde; dies gilt für unsere Bestände vor allem im Typ 1. *Potentilla aurea* (Kap. 6.1.2) wird hier leicht ausgedunkelt. Das Weidevieh frisst allenfalls vertrocknete Teile von *M. athamanticum* oder reife Fruchtstände; somit reichert sich die Art in den oberen montanen Stufen auch in beweideten Flächen an.

6.1.8 *Antennaria dioica*

Der „Magerkeitszeiger par excellence“ (SCHRÖTER 1926) *Antennaria dioica* kam auch schon 1977/78 nur sehr selten vor (einmal in Typ 2 am Feldberg-Südhang, zweimal in Typ 3 am Kandel und Schauinsland) und konnte 2021 in den Wiederholungsaufnahmen nicht mehr gefunden werden. 1990 wiesen wir die Art auf der Südseite des Belchen-Gipfels bei 1260 m ü. M. im *Leontodonto-Nardetum* nach und fanden 2021 vitale Bestände mit Blütenständen an offenen Stellen am Feldberg-Südhang, Baldenweger Buck und Kandel. Im Bereich des *Festuco-Genistelletum* konnten wir diesen heliophilen Lückenzeiger nicht mehr finden, auch nicht in der Nähe der Plots; punktuell kommt die Art noch bei Bernau und im Hotzenwald oberhalb 1000 m ü. M. in Flügelginster-Weiden und *Calluna*-Stadien vor (s. SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). Das Erlöschen von Populationen im mittelmontanen Gebiet wurde bereits 1989 dokumentiert (SCHWABE 1990a). Untersuchungen an letzten *Antennaria dioica*-Populationen in Nordosthessen von SAUERWEIN et al. (2022) belegen, dass die Art in den Trockenjahren 2018/19 hohe Empfindlichkeit gegenüber Trockenstress zeigte. Unsere Beobachtungen außerhalb der Plots weisen darauf hin, dass die orealen Gebiete im Schwarzwald bei 1200–1450 m ü. M. offenbar noch geschützte Kleinhabitate für das Überleben vitaler *A. dioica*-Populationen aufweisen, mit offenem Boden, Nährstoffarmut und Abfederung von Trockenschäden. Ob hier ein ausgewogenes Verhältnis zwischen karpellaten und staminaten Klonen besteht, wurde noch nicht untersucht.

Veronica officinalis mit ähnlicher Wuchsform, die offene Bedingungen anzeigt, aber kein extremer Nährstoff-Flieher ist, zeigt demgegenüber sogar höhere Stetigkeit im Typ 4 (+30 %) und belegt eine (teilweise) Offenheit der beweideten Bestände, die in der Regel eine Fleckenmuster-Struktur haben („patchiness“). *Veronica officinalis* baut in diesen „patches“ Bestände auf und kann mit den oberirdischen Ausläufern Lücken mit einer „short-range guerilla“-Strategie besetzen (HERBEN et al. 1993).

6.1.9 Seltene Zielarten, die nur einmal in den alten Aufnahmen vorkommen

Die Vorkommen solcher Zielarten können mit der Methode des Semi-Dauerflächenvergleichs nur schwer beurteilt werden, da die Flächen nicht genau identisch sind. Das trifft z. B. zu für *Diphasiastrum alpinum* und *Lycopodium clavatum*. Letzteres wurde 2021 im Gebiet mehrfach außerhalb der Dauerflächen gefunden. Es kommt aber auch vor, dass weitere seltene Zielarten zufällig neu in einer Aufnahme erfasst werden (z. B. in unserem Fall *Gnaphalium norvegicum* am oberen Kar-Rand in Typ 1).

Vorkommen von *D. alpinum* (L8) im Bereich des Zastler Kars am Feldberg dürften jedoch durch die Zunahme der *Vaccinium myrtillus*-Deckung und damit verbundene sommerliche Schattenphasen und Nachlassen der Schneedauer und -dynamik längerfristig gefährdet sein. L. Steiner (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2021b, Bild 14) dokumentierte im Juli 2018 einen großen Offenland-Bestand im Zastler Kar, vergesellschaftet mit wenig *Calluna* und *V. myrtillus*. Die grundlegenden Studien von HORN (zusammengefasst 2021: 445–456) weisen auf den Pioniercharakter der klonal wachsenden Sporophytenphase, die auf eine obligat mykotrophe Gametophyten-Phase folgt; der notwendige relative Lichtgenuss des Sporophyten liegt bei 80–100 %. Es gibt auch dokumentierte Vorkommen auf Skipisten in Initialstadien von Borstgrasrasen, so z. B. im Bayerischen Wald (HORN et al. 2021).

Ein Erlöschen der 1977 in einer Aufnahme erfassten Windheiden-Flechte *Flavocetraria cucullata*, die sowohl in der Aufnahme 2021 als auch in der nahen Umgebung im Gebiet fehlte (aber im weiteren Gebiet Baldenweger Buck im Januar 2022 noch nachgewiesen wurde; Reif, in litt.), ließ sich feststellen; dies wurde auch von WIRTH (2022) dokumentiert. Eine Gefährdung von *F. cucullata* durch starke Akkumulation des Jungviehs an den mesoklimatisch und vom Relief her von den Weidetieren bevorzugten Stellen im Bereich der Höhen des Baldenweger Bucks wurde bereits von BOGENRIEDER & WILMANN (1991) thematisiert. Die Autoren zeigen auch auf, dass längeres Auszäunen ebenfalls ungünstig ist für die seltene Flechtenart, die dann überwachsen wird, so dass gestaffelte Auszäunungen anzuraten sind. Auch Effekte der Klimaerwärmung dürften die kälteadaptierte Art zurückgedrängt haben (WIRTH 2022).

6.2 Sukzessionsprozesse

Im Gegensatz zu sub- bis mittelmontanen Borstgrasrasen erfolgen Sukzessionsprozesse in den hochmontanen Gebieten außerordentlich langsam; dies zeigen die Aufnahmen von Typ 1 und 2. In montaner Lage (650 m ü. M.) sank die Phytodiversität im Südschwarzwald innerhalb von 10 Jahren in gezäunten Flächen von Borstgrasrasen und ihren Zwergstrauch-Stadien um etwa 50 %; die Gehölzdeckung nahm in dieser Zeit um bis zu 55 % zu (SCHWABE & KRATOCHWIL 2015).

Markierte Dauerflächen-Untersuchungen in unbeweideten Plots liegen für das *Leontodonto-Nardetum* von BOGENRIEDER & WILMANN (1991) vor (zwei Probeflächen à 1 m², Mittelbuck/Feldberg 1970–1974, dann von Rindern beweidet). In der unbeweideten Phase gab es keine Veränderungen (s. auch Kap. 3.2.3).

6.2.1 Sukzessionsprozesse in Feldberg-Nordlage (Typ 1)

Sukzessionsprozesse zeigen sich hier vor allem in der Zunahme der Deckung von *Vaccinium myrtillus*, der Stetigkeit von *V. vitis-idaea* sowie von *Epilobium angustifolium* und der zunehmenden Deckung der pleurokarpen Moose *Pleurozium schreberi*, *Rhytidia-delphus triquetrus* und *Hylocomium splendens* (zu Ungunsten akrokarper Moose). Eine

Hochstauden- und Schlagflur-Art mit erstmaligem Auftreten 2021 in Typ 1 hat einen hohen N-Indikatorwert (*Epilobium angustifolium*: 8); die Deckung lag jedoch bei den vier Vorkommen nur bei 0,3 % (dreimal) und einmal bei 9 %. Es war keine signifikante Zunahme des EIV für N zu verzeichnen.

Typ 1 wurde vor 1950 beweidet, einschließlich der sensitiven Quellfluren und -moore, und war von Viehgangeln durchzogen (Abb. Tafel 74 bei RIES 1948), s. Kap. 4.3. Inzwischen gibt es im Typ 1 nur noch relativ geringe Fraßeffekte, vor allem durch in den 1930er Jahren ausgesetzte Gämsen (*Rupicapra rupicapra*), z.B. an *Acer pseudoplatanus*- und *Picea abies*-Jungwuchs. An Arten des *Leontodonto-Nardetum* haben wir keine Fraßspuren beobachtet. Gämsen wiesen bis zum Mittelalter wahrscheinlich auch natürliche Vorkommen im Schwarzwald auf (WILDFORSCHUNGSSTELLE BADEN-WÜRTTEMBERG 2020). Bedingt durch die Empfindlichkeit der Quellfluren und -moore im Bereich des Zastler Kars mit großem Reichtum an Glazialrelikten und allgemein vielen gefährdeten Arten auch im Bereich der Schneemulden/Hochstaudenfluren ist eine Beweidung mit Nutztieren in diesem Gebiet auszuschließen. Bisher haben Schnee- und Erosionsdynamik die Bestände des *Leontodonto-Nardetum* weitgehend offengehalten. In einigen Bereichen der Lawinenbahnen werden im Zastler-Kar Gehölze manuell entfernt, um gefährdete (Semi-)Offenland-Arten zu fördern (Naturschutzwart A. Laber, schriftl. Mitt.).

6.2.2 Sukzessionsprozesse in Feldberg-Südlage und Effekte zeitweiliger Schafbeweidung (Typ 2)

Im Bereich der Südhänge fand in den 1970er bis in die 1980er Jahre noch eine sehr extensive Schafbeweidung statt. Drei von O. Wilmanns in dieser Südlage angelegte Dauerflächen von je 1 m² (Frequenzmethode mit je 25 Subflächen) liegen vor, die Hinweise auf floristische Änderungen durch die Schafbeweidung von 1970–1982 bzw. bis 1987/89 geben können (WILMANN & MÜLLER 1977, BOGENRIEDER & WILMANN 1991). Allgemeinere Schlüsse sind allerdings wegen der geringen Anzahl und der sehr kleinen Flächen schwierig. Durchgehend haben sich die Frequenzen von *Poa chaixii* von 1970 bis 1977 erhöht, sowohl vegetativ als auch generativ (BOGENRIEDER & WILMANN 1991). In unseren Plots (8 × 24 m²) war die Art 1977 mit Stetigkeit 100 % in beiden Zeitfenstern vorhanden; eine Zunahme der Deckung erfolgte nach weitgehender Aufgabe der Beweidung seit den 1980er Jahren bisher nicht. Die Schafe, die 1977 hier weideten, fraßen *P. chaixii* nicht, nur in kleiner Menge die Blüten- bzw. Fruchtstände. Allgemein wird *P. chaixii* als Problemart gesehen, die sich auch oft in Brachen anreichert, und dann mit der dichten Streu verdämmend wirkt (DIERSCHKE & PEPLER-LISBACH 1997 für den Harz). Dies kann zur Reduktion der Phytodiversität führen („Vergrasung“, s. DIERSCHKE & BRIEMLE 2002).

Inzwischen ist die Schafbeweidung im Typ 2 weitgehend eingestellt worden bzw. findet nur noch episodisch in zwei der acht Flächen statt. *Calamagrostis arundinacea* und Arten der Hochstaudenfluren nahmen zu (mit geringen Deckungen) sowie Gehölz-Jungwuchs. Bei unseren insgesamt acht Flächen in diesem Gebiet konnten wir *C. arundinacea*-Initialen in zwei Flächen erstmals nachweisen. Kontrolliert man den gesamten Südhang, sind jedoch viele „Nester“ zu beobachten, die Initialen für klonales Wachstum darstellen. Dominanzbestände von *C. arundinacea*, die dann sehr artenarm sind, wurden an Südhängen im Feldberg-Gebiet um 1250 m ü. M. von SCHWABE & MANN (1990) dokumentiert.

6.3 Nährstoffanreicherungen, Bodenreaktion

Wie bereits in der Einführung angesprochen, gibt es umfassende europäische Studien, die die Effekte atmosphärischer Stickstoff-Deposition auf die Artenstruktur von Borstgrasrasen und allgemein von "acid grassland" untersuchten und einen Verlust an Charakterarten sowie Vegetationsänderungen wie z.B. starke Vergrasungen vor allem in den Gebieten mit entsprechend hohen Werten der N-Deposition belegen (s. z. B. STEVENS et al. 2004, DUPRÈ et al. 2010, MASKELL et al. 2010, STEVENS et al. 2010, 2011, GAUDNIK et al. 2011, PANNEK et al. 2015). Die atmosphärische N-Deposition im Gebiet des *Leontodonto-Nardetum* liegt bei 8–9(10) kg N ha⁻¹ a⁻¹ (UMWELTBUNDESAMT 2021, Zeitraum 2013–2015) und damit in der Regel knapp unter den Grenzwerten, die von ROTH et al. (2013) für schützenswertes Grasland in Berggebieten der Schweiz mit 10–15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ sowie von BOBBINK & HETTELINGH (2011) ebenfalls mit 10–15 N ha⁻¹ a⁻¹ für *Nardus*-Rasen (EUNIS code E1.7) und von STICKSTOFFBW (2019) für „Artenreiche Borstgrasrasen“ angegeben werden. Verschiedene Studien legen zudem nahe, dass vor allem durch die starke Reduktion schwefelhaltiger Säureeinträge die pH-Werte und auch z. T. der EIV für R angestiegen sind seit den 1990er Jahren (s. die Diskussion bei PEPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017, PEPLER-LISBACH et al. 2020). Besonders gravierend war die Zunahme von pH-Werten bei einem Vergleich von bis in die 1980er Jahre brachliegenden und dann gemähten Borstgrasrasen in der Eifel und somit auch einem Wechsel im Management (1986 vs 2018); MAZALLA et al. (2021).

Ein Anstieg der Bodenreaktionswerte wird auch durch Düngung bewirkt, wie z. B. im *Polygalo-Nardetum* des „Rengen-Experimentes“ in der Eifel belegt wurde (CHYTRÝ et al. 2009). Auf die positive Korrelation zwischen EIV für R und N weisen auch HILL & CAREY (1997) hin. Der R-Wert zeigte eine signifikante Zunahme bei den Flügelginster-Weiden im südwestlichen Schwarzwald und nur eine Tendenz zur Zunahme im *Leontodonto-Nardetum* Typ 4. Unsere EIVs: R lagen 2021 in den Typen 1–3 bei 3,0–3,2, N-Werte bei 2,8–2,9 und somit weitaus niedriger als bei PEPLER-LISBACH et al. (2020) im Fulda-Werra-Bergland und in der Rhön (R: 3,7; N: 3,3).

Bei den Ergebnissen zum *Leontodonto-Nardetum* ist bemerkenswert, dass es durch die heute unbeweideten Typen 1 und 2 Referenzen praktisch ohne Beweidungseinfluss gibt. Es zeigen sich hier keine signifikanten Unterschiede bei den EIV: N-Werten. Es gibt zwar punktuelle Vorkommen des Sukzessionszeigers *Epilobium angustifolium* (N8) bei Typ 1; ansonsten treten fast keine Nährstoffzeiger auf, die auf eine Eutrophierung der Bestände durch atmosphärische N-Immissionen hinweisen würden. Bei der N-sensitiven Art *Vaccinium vitis-idaea*, bei der HENRYS et al. (2011) einen klaren Rückgang bei erhöhten N-Immissionen belegten und die im Schwarzwald in montanen Weidfeldern vor allem durch Düngereinflüsse stark zurückging (SCHWABE 1990a), erhöhte sich die Stetigkeit bei Typ 1 sogar um fast 30 %, bei Typ 2 geringer.

Die signifikanten Veränderungen in den beweideten Ausbildungen 3 und 4 bei der Zunahme der Arten des Wirtschaftsgrünlandes (Menge und Deckung) dürften vor allem durch Nährstoffeintrag (Faeces, Urin) über die Weidetiere entstanden sein, z. B. bei Flächenwechsel zu Beginn der Beweidungsperiode oder vorheriger Stallfütterung mit nährstoffreichem Futter. Auch Zufütterung kann während der Weideperiode erlaubt werden, es sollte aber möglichst darauf verzichtet werden (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2021b: 114). Eine Zunahme der Mineralisierungsraten durch Klimaerwärmung und luftbürtige N-Depositionen können verstärkend hinzukommen. Auch im Kerngebiet des Feldbergs, am Mittelbuck, gibt es Weideflächen (in denen wir jedoch leider keine Altaufnahmen

haben), die durch frühere Eingriffe in den 1980er Jahren Düngereinfluss unterlagen, so dass hier viele Arten der Fettweiden auftreten (s. die Diskussion zur Düngung am Mittelbuck im alten Landschaftsplan von ROETHER 1976). Diese Flächen sind an der starkgrünen Färbung sogar heute noch im Luftbild von „Google Earth“ erkennbar. Eine Dauerbeobachtungsfläche von BOGENRIEDER & WILMANN (1991) belegt die damaligen Einflüsse von Nährstoffen nach Einführung „intensiver Jungviehbeweidung“ am Mittelbuck; innerhalb von 11 Jahren verschwanden *Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea* und *Cetraria islandica* sowie (fast vollständig) *Pleurozium schreberi*.

Flächenwechsel der Weidetiere geschehen im Bereich von Typ 4 unmittelbar von den gedüngten Nachbarflächen aus. Im Typ 4 ist auch die allgemein in vielen Borstgrasrasen zu beobachtende signifikante Zunahme von *Agrostis capillaris* und *Rhytiadelphus squarrosus* (s. auch PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017, PEPPLER-LISBACH et al. 2020) festzustellen, die ebenfalls das höhere Trophieniveau anzeigt. Diese Entwicklung wurde von KRAUSE (1954) im Bereich des *Festuco-Genistelletum* im Schwarzwald mit einem Düngungsexperiment aufgezeigt (Zunahme von *R. squarrosus*, *A. capillaris*, s. auch SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). Eine allgemeine Zunahme von *R. squarrosus* in verschiedenen vor allem wenig produktiven Offenlandstandorten in den Niederlanden (z.B. *Thero-Airion*) wurde von LONDO (2002) bereits mit Dauerflächen für die 1990er Jahre belegt (im Vergleich zu den 1970er Jahren).

6.4 Mögliche Effekte des Klimawandels

Durch die belegten Anstiege der Temperatur, der früheren Schneeschmelze sowie der Zunahme von Trockenperioden und Extremwetterereignissen sind in den Gebirgen Veränderungen festgestellt worden, einerseits bei kalt-stenothermen Arten und andererseits bei kälteempfindlicheren Arten (GOTTFRIED et al. 2012, PAULI et al. 2012). Im hochmontanen Schwarzwald würden kalt-stenotherme Arten wie *Carex frigida* (T1) komplett ihren Lebensraum verlieren, da kein Ausweichen in höhere Stufen möglich ist; die von SPERLE & BRUELHEIDE (2021) erhobenen vergleichenden Daten deuten auf einen Rückgang dieser Art in den letzten ca. 40 Jahren.

Wie bereits im Kap. 5.3.3 erwähnt, gibt es bei den Arten des *Leontodonto-Nardetum* nur wenige Arten, die Schwerpunkte im kalt-temperierten Bereich haben mit einem T-Indikatorwert von 2 (vor allem *Campanula scheuchzeri*, *Ligusticum mutellina*), aber auch die Flechtenart *Flavocetraria cucullata*; s. Kap. 6.1.9. *Ligusticum mutellina* zeigt zwar bisher keine Abnahme, dürfte aber längerfristig zu den Verlierern gehören (s. auch die Modellierungen von GUIBAN & THEURILLAT 2000, die den Rückgang dieser Art für ein Gebiet im Wallis (>1870 m ü. M.) schon vor 20 Jahren prognostiziert hatten. Ob das vollständige Erlöschen der Lebermoose *Barbilophozia lycopodioides* und *Neoorthocaulis floerkei* (beide T2) in insgesamt sechs Aufnahmen (vor allem Typ 1 im *Leontodonto-Nardetum*) mit Klimaänderungen zusammenhängt, ist kaum zu beantworten, da es z. B. bei der lichtliebenden Art *N. floerkei* auch eine Interkorrelation mit dem Lichtfaktor gibt (MEIER et al. 2011, swissbryophytes: Lichtzahl „hell“ = 4, der Maximalwert wäre 5) und die Bestände durch Anreicherung von *Vaccinium myrtillus* (Typ 1) in den Fazies dieses Zwergstrauchs in den Sommermonaten dunkler geworden sind. STREITBERGER et al. (2016) befürchten eine Verdrängung von *Meum athamanticum* durch den Klimawandel. Die auf nährstoffärmeren Substraten konkurrenzkräftige Art (T4, F5) (s. auch Kap. 6.1.7), dürfte sich jedoch in den hohen Lagen im Süd- und Mittelschwarzwald oberhalb 1000 m ü. M. noch gut halten können, nicht aber in den niederen Lagen. Unabhängig vom Klimawandel besteht

allgemein eine Bedrohung von *Meum* durch Aufdüngung, insbesondere auch von mageren Bergwiesen, so wie es z.B. KLEINSTEUBER (1992) bereits vor 30 Jahren für den Nord-schwarzwald und zusammenfassend auch für andere deutsche Gebirge nachgezeichnet hat.

Unter den Tierarten, die hochmontane Borstgrasrasen als (Teil-)Ressource nutzen, gibt es inzwischen für verschiedene Taxa Belege zum Rückgang von Populationen kälte-adaptierter Arten. Dies trifft z. B. für die Ringdrossel (*Turdus torquatus alpestris*) zu, deren Populationen sich seit 1987 stark verkleinert haben und die im Schwarzwald bereits die höchstgelegenen Gebiete besiedelt. Ein wichtiger Nahrungsraum für die Art sind im Frühling durchfeuchtete Böden am Rande von immer kleiner werdenden Schneefeldern, wo die Vögel nach Invertebraten suchen (FUMY & FARTMANN 2021). Vor allem unterhalb der orealen Stufe gibt es auch Intensivierungen und Brachlegungen, die als negative Faktoren hinzukommen (FUMY & FARTMANN 2021). Noch gravierender sind die Rückgänge beim kälteadaptierten Bergpieper (*Anthus spinoletta*), dessen Revier typischerweise im Mai/Juni durch Altschneefelder mit niedriger angrenzender Vegetation sowie allgemein durch Sickerwasserstellen im Komplex mit Borstgrasrasen geprägt ist. Nester werden zumeist unter *Vaccinium myrtillus* Ende Mai/Anfang Juni angelegt; von April bis Juni besteht die Nahrung hauptsächlich aus Invertebraten, die am Boden oder im Bereich der Schneefelder gejagt werden. Das völlige Erlöschen der Schwarzwald-Population, die inzwischen auf Schatthänge im Feldberg-Gipfelbereich im Bereich vom orealen Borstgrasrasen-Vegetationskomplex beschränkt ist, ist zu befürchten (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2021b).

In einem Gutachten zum Klimawandel im Naturpark Südschwarzwald (LUBW 2019) wird die Vulnerabilität des FFH-Typs „Artenreiche Borstgrasrasen 6230“ bis zum Jahre 2100 eingestuft, wobei es sich als sehr undifferenziert für die Beurteilung herausstellt, dass die montanen und hochmontanen Bestände bei der Fassung durch die EU in einem Typ zusammengefasst wurden. Negative Auswirkungen durch fehlende Schneedecken werden gesehen und für *Nardus stricta* und *Danthonia decumbens* thematisiert. Eine generelle Gefährdung für den Lebensraumtyp durch die anzunehmenden Temperaturerhöhungen wird angenommen. Eine Empfindlichkeit von *Nardus* gegenüber Trockenheit zeigte sich bei den 3-jährigen Freiland-Experimenten von STANIK et al. (2021b) in der Rhön unter Verwendung von experimentellem Regenausschluss. Unserer Ansicht nach wird für den Fall des *Leontodonto-Nardetum* ein Artenwandel stattfinden, indem trockenheitsempfindliche Arten wie z.B. *Polygala serpyllifolia* und *Ligusticum mutellina* sich auf kühl-frische Sonderstandorte zurückziehen, bzw. teilweise auch erlöschen werden, die Assoziation aber im Prinzip zumindest für die nächsten Jahrzehnte erhalten werden kann.

Auf der anderen Seite werden Verschiebungen von thermobionten Arten bzw. Gesellschaften in höhere Lagen festgestellt. Auf dem Gipfel des Schauinsland kartierten OBERDORFER & LANG (1957, Kartierungsstand 1954/1955) durchgehend Bestände des *Leontodonto-Nardetum* auf einer Fläche von knapp 80 ha (Belegaufnahme aus dem Jahr 1946 in unserer Beilage S1); von HOB OHM & SCHWABE (1985) wurde eine fragmentarische *Nardion*-Gesellschaft kartiert (auf stark reduzierter Fläche, nicht mehr beweidet), die heute wieder beweidet wird und dem *Festuco-Genistelletum sagittalis* zuzuordnen ist (Belegaufnahmen in Beilage S1). Das *Leontodonto-Nardetum* ist heute auf kaum 100 m² in kühler Plateaulage beschränkt (oberhalb Gießhübel, 1150 m ü. M.); bei HOB OHM & SCHWABE (1985) kam die Assoziation ebenfalls kleinflächig in diesem Bereich vor.

Arten der Flügelginster-Weiden etablierten sich seit 1977/78 in unserem restlichen Datensatz bisher nur punktuell in größeren Höhenlagen. OBERDORFER (1982) schrieb über die Höhenabfolge von *Festuco-Genistelletum sagittalis* und *Leontodonto-Nardetum*, dass

zwischen 1100 und 1200 m ü. M. *Genista sagittalis*, *Carlina acaulis* und *Thymus pulegioides* schwinden. Dies gilt für Flächen außerhalb der Südhänge; auf letzteren erreichte *G. sagittalis* auf felsigem Substrat auch schon in den 1970er Jahren Höhenlagen um 1350 m ü. M. (SCHWABE-BRAUN 1980, PHILIPPI 1989). Von diesen Arten hatte *T. pulegioides* am Feldberg-Südhang (Typ 2) zwischen 1360–1370 m ü. M. im Jahr 2021 eine Stetigkeitszunahme von 25 % zu verzeichnen, *G. sagittalis* von 20 % im Bereich der Jungviehweiden (1180–1290 m ü. M., letzterer Wert in NE-Lage) und *C. acaulis* zeigte praktisch keine Änderung. Diese Änderungen beschreiben bisher nur Tendenzen.

Thermobionte Insektenarten mit (Teil-)Vorkommen in Borstgrasrasen haben ihr Verbreitungsgebiet teilweise bis in die obere mittelmontane und hochmontane Stufe erweitert, darunter z. B. Heuschrecken-Arten (PONIATOWSKI et al. 2018). So ist die zu den Ödland-schrecken gehörende *Mecostethus parapleurus*, die hygro- bis mesobiont ist und inzwischen im Hochschwarzwald z. B. Vegetationskomplexe mit Quellrinnsalen und Borstgrasrasen bewohnt, bei 1400 m ü. M. am Feldberg nachgewiesen worden (ZIMMERMANN & HAFNER 2011) und hat auch im oberen Hotzenwald in Nasswiesen-Magerrasen-Vegetationskomplexen um 1000 m ü. M. Populationen aufgebaut (ZIMMERMANN & HAFNER 2011, FUMY et al. 2020).

Die thermobionte Zippammer (*Emberiza cia*), die im Schwarzwald in montanen Borstgrasrasen-Vegetationskomplexen vorkommt, sollte theoretisch von der Klimaerwärmung profitieren und auch höhergelegene Flächen des hochmontanen Vegetationskomplexes besiedeln können. Die ohnehin schon sehr kleine Südschwarzwald-Population (mit Nachweisen 2010 nahe dem Feldberg-Pass um 1200 m ü. M., KRATZER 2011) ist aber inzwischen fast erloschen, obwohl die ehemaligen Brutgebiete in einem sehr guten Pflegezustand sind.

6.5 Lassen sich artenreiche hochmontane Borstgrasrasen unter den bestehenden Umwelteinflüssen und der Bewirtschaftung in der typischen floristischen Struktur erhalten?

Die untersuchten Flächen zeigen für ein Gebiet außerhalb der Alpen noch eine Spitzenstellung in Zentraleuropa, bedingt durch die dank vielfältiger Schutz- und Managementmaßnahmen noch weitgehend intakte Struktur des *Leontodonto-Nardetum*, mit einer reichen Ausstattung mit Zielarten. Auch negative Auswirkungen touristischer Nutzung vor allem in den Gipfelbereichen wurden in den letzten gut 20 Jahren zum Schutz der Ökosysteme gemindert (s. z. B. LABER 1997, REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2021a, b). Durch die in Zukunft einwirkenden abiotische Faktoren wie z. B. Stressfaktoren durch erhöhte Temperatur, Trockenperioden, verminderten Schneeschutz, N-Deposition, Änderung von geochemischen Gleichgewichten im Boden (KLEIJN et al 2008), aber auch mögliche biotische Faktoren wie z. B. Störungen der Mykorrhizie (PONERT et al. 2013), die bei vielen der Zielarten obligat ist (z. B. *Arnica montana*, *Antennaria dioica*, *Pseudorchis albida*, Gametophyt von *Diphysastrum alpinum*, Ericaceen), sind nicht alle möglichen Änderungen sicher prognostizierbar.

Nach aktuellem Kenntnisstand haben die Typen 2 und 3 aber eine gute Prognose, ihre Qualität zu erhalten, wenn die folgenden Gesichtspunkte umgesetzt werden.

Typ 2: Hier sollte unbedingt die Beweidung wieder aufgenommen werden, am besten eine extensive Rinderbeweidung mit Prüfung der Besatzdichte unter naturschutzfachlichen Kriterien, um die fortschreitende Sukzession zu stoppen. Eine nicht optimale Lösung wäre eine Wiederaufnahme der Schafbeweidung. Wertvolle Quellfluren z. B. mit *Bartsia alpina*

müssen geschont werden. Flächen in diesem Gebiet (Feldberg-Südhang), die bereits mit Rindern beweidet werden (Fläche T1Rb, Abb. 4a), zeigen eine günstige Entwicklung.

Typ 3: Die mit Rindern beweideten Gipfellagen weisen noch eine reiche Ausstattung mit Zielarten auf, aber schon Einflüsse von Nährstoffzeigern. Hier müsste versucht werden, Düngeneffekte zu Beginn der Weideperiode (durch Flächenwechsel oder zeitlich davor liegende Stallfütterung) und Zufütterung zu vermeiden sowie Zentren der Nährstoffakkumulation (z. B. Feldberg: Mittelbuck) durch Entnahme und Abtransport von Phytomasse auszumagern.

Prognosen zur Entwicklung des folgenden Typs unterliegen großen Unwägbarkeiten:

Typ 1: Hier ist wegen der Empfindlichkeit des Vegetationskomplexes, der durchzogen wird von Lawinenbahnen und sehr Nährstoff- und Tritt-sensitiven Quellfluren/-mooren, eine Beweidung auszuschließen. Die Spitzenflächen am oberen steilen Kar-Rand sind auf Schneeakkumulation, Schneedynamik und natürliche Erosionen angewiesen; dies kann nicht beeinflusst werden. Daher ist eine verlässliche Prognose für diese einzigartigen Flächen kaum möglich.

Der folgende Typ wird teilweise nicht zu erhalten sein:

Typ 4: Flächen, die nur noch am Rande von gedüngten Jungviehweiden auftreten und schon starke Veränderungen im Hinblick auf ein erhöhtes Nährstoffniveau zeigen, werden kaum längerfristig zu erhalten sein. Das betrifft vor allem die Gebiete Gisiboden und Erlenbach, die zudem an der unteren aktuellen Verbreitungsgrenze des *Leontodonto-Nardetum* liegen. Am Gisiboden sind jedoch noch gut entwickelte Bestände des *Festuco-Genistelletum* in Südlage vorhanden. Im Gebiet Krunkelbach wäre mit Naturschutz-optimierter Bewirtschaftung (Staffelbeweidung, zwei Weidegänge, Erholungsphasen) eine Verbesserung und Vergrößerung der bestehenden Restflächen möglich, so wie es entsprechende Beispiele im Bereich des *Festuco-Genistelletum* im Schauinsland-Gebiet gibt (SCHWABE & KRATOCHWIL 2021). Solche Staffelbeweidungen werden auch von KURTOGULLARI et al. (2020) für das montane Gebiet der Berner Alpen zur Förderung von mageren Rasen vorgeschlagen. Flächen am Stübenwasen (Feldberg-Gebiet) sollten wieder stärker von Rindern beweidet werden (sie zeigen derzeit eine höhere Deckung von *Vaccinium myrtillus*), und einzig ein Gebiet unterhalb der Belchen-Gipfelregion bei 1290 m ü. M. (NE) ist sehr gut entwickelt bezogen auf diesem Typ.

Da es noch größerflächig sehr gut entwickelte Bestände des *Leontodonto-Nardetum* gibt, sollte besonderes Augenmerk auf die Naturschutz-optimierte Bewirtschaftung, Erhaltung und – wo nötig – Verbesserung der bestehenden Gebiete gelegt werden. Renaturierungen von aufgedüngten Beständen sind außerordentlich schwierig und wenn überhaupt, nur in langen Zeiträumen möglich (s. dazu BAKKER et al. 2009 und die Diskussion bei SCHWABE & KRATOCHWIL 2021).


Beiträge der Autorinnen/Autoren zum Artikel


Die Erstaufnahme der Vegetation 1977/78 erfolgte durch A.S.; die Aufnahmen 2021 führten A.S. und A.K. durch; beide Autoren werteten die Daten aus. Das Manuskript wurde in einer ersten Version von A.S. verfasst und von A.K. ergänzt und überarbeitet. Beide Autoren erarbeiteten die Endfassung des Manuskriptes.

Danksagung

Die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Regierungspräsidiums Freiburg, Abt. Naturschutz und Landschaftspflege, unterstützten unsere Untersuchungen sowohl fachlich als auch logistisch; ihnen sei herzlich gedankt. Wir danken Achim Laber, Naturschutzwart Feldberg am Naturschutzzentrum Südschwarzwald, für seine mannigfachen Hilfen sowohl bei der Beantwortung von Fragen zum Gebiet und zum Beweidungsmanagement als auch für praktische Hinweise. Volkmar Wirth und Albert Reif gaben freundlicherweise Hinweise zum aktuellen Vorkommen von *Flavocetraria cucullata*. Die unveröffentlichte Aufnahme vom Schauinsland-Gipfel wurde der Autorin 1980 von Erich Oberdorfer dankenswerterweise zur Verfügung gestellt. Wir danken den Gutachtern und Johannes Kollmann für wertvolle Hinweise zum Manuskript.

ORCID iDs

Angelika Schwabe  <https://orcid.org/0000-0003-0698-5763>

Anselm Kratochwil  <https://orcid.org/0000-0002-1120-5410>

Beilagen und Anhänge

Beilage S1. Stetigkeitstabelle *Leontodonto-Nardetum* (Typen 1–4) und Sonderaufnahmen Schauinsland-Gipfel.

Supplement S1. Constancy table *Leontodonto-Nardetum* (types 1–4) and special relevés ‘Schauinsland summit’.

Literatur

- ARMBRUSTER, G.F.J. & STÖCKLIN, J. (2015): New microsatellite markers for *Campanula scheuchzeri* (*Campanulaceae*), with cross-amplification in *C. rotundifolia*. – *Appl. Plant Sci.* 3: 1400118.
- BAKKER, J.P., ELZINGA, J.A. & DE VRIES, Y. (2009): Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. – *Appl. Veg. Sci.* 5: 107–120.
- BARKMAN, J.J., DOING, H. & SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – *Acta bot. Neerl.* 13: 394–419.
- BARTSCH, J. & BARTSCH, M. (1940): Vegetationskunde des Schwarzwaldes. – *Pflanzensoziologie* 4: 1–229. Fischer, Jena.
- BAUER, H.-G., BOSCHERT, M., FÖRSCHLER, M.I. ... MAHLER, U. (2016): Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs. 6. Fassung. Stand 31.12.2013. – *Naturschutz-Praxis Artenschutz* 11:1–239.
- BAUM, F. (1989): Zur Käferfauna des Belchengebietes. – In: LANDESANST. F. UMWELTSCH. BAD.-WÜRTT. (Ed.): *Der Belchen. Natur- und Landschaftsschutzgeb. Bad.-Württ.* 13: 965–1030. Karlsruhe.
- BOBBINK, R. & HETTELINGH, J.-P. (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. – National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) Report 680359002, The Netherlands. Bilthoven: 243 pp.
- BOGENRIEDER, A. (1982): Die Flora der Weidfelder, Moore, Felsen und Gewässer. – In: LANDESANST. F. UMWELTSCH. BAD.-WÜRTT. (Ed.): *Der Feldberg im Schwarzwald. Subalpine Insel im Mittelgebirge.* – Die Natur- und Landschaftsschutzgeb. Baden-Württembergs 12: 244–316. Karlsruhe.
- BOGENRIEDER, A. (2012): Die Vegetation der Weidfelder und der waldfreien Sonderstandorte. – In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Ed.): *Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald.* Kap. D: 107–180. Thorbecke, Ostfildern.
- BOGENRIEDER, A. (2013): *Der Feldberg im Schwarzwald.* – *Tuexenia Beih.* 6: 7–28.

- BOGENRIEDER, A., BÜHLER, M. & HÄRRINGER, P. (1993): *Anthoxanthum odoratum* L. und *Anthoxanthum alpinum* A. & D. Löve am Feldberg. Ein Beispiel für Höhengvikarianz. – *Carolinea* 51: 41–50.
- BOGENRIEDER, A. & STIETENCRON, A. (1985): Morphologische und cytologische Untersuchungen an *Anthoxanthum alpinum* A. & D. Löve und *Anthoxanthum odoratum* L. vom Feldberg im Schwarzwald. – *Carolinea* 42: 51–56.
- BOGENRIEDER, A. & WILMANN, O. (1991): Der Einfluss von Schaf- und Rinderbeweidung auf die Weidfeldvegetation der Feldbergkuppe. – *Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 66: 7–30.
- BUCHHOLZ, U. (1989): Blütenbesucher-Gemeinschaften hochstaudenreicher Pflanzengesellschaften der subalpinen Stufe (*Syrphidae: Diptera, Apoidea: Hymenoptera, Rhopalocera: Lepidoptera*) – das Beispiel Feldberg im Schwarzwald. – *Diplomarb. Fak. f. Biologie Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.*: 104 pp.
- CASPARI, S., DÜRHAMMER, O., SAUER, M. & SCHMIDT, C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (*Anthocerotophyta* und *Bryophyta*). – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 70: 361–489.
- CHYTRÝ, M., HEJCMAN, M., HENNEKENS, S.M. & SCHELLBERG, J. (2009): Changes in vegetation types and Ellenberg indicator values after 65 years of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment, Germany. – *Appl. Veg. Sci.* 12: 167–176.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (2020): Verlust und Verdrängung von Gebirgspflanzen durch die Klimakrise. – *Drucksache 19/20927 (bundestag.de)* [Zugriff am 23.11.2021].
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2021): Vieljährige Mittelwerte 1981–2010 Temperatur und Niederschlag. – URL: https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/temp_8110_fest_html.html%3Fview%3DnasPublication; https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder_8110_fest_html.html?view=nasPublication&nn=16102 [Zugriff am 10.08.2021].
- DIEKMANN, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. – *Basic Appl. Ecol.* 4: 493–506.
- DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): *Kulturgrasland*. – Ulmer, Stuttgart: 239 pp.
- DIERSCHKE, H. & PEPLER-LISBACH, C. (1997): Erhaltung und Wiederherstellung artenreicher Bergwiesen im Harz. Ergebnisse botanischer Begleituntersuchungen zu Pflegemaßnahmen um St. Andreasberg. – *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* 139: 201–217.
- DUPRÉ, C., STEVENS, C.J., RANKE, T. ... DIEKMANN, M. (2010): Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years – the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. – *Glob. Change Biol.* 16: 44–357.
- EGGERS, H. (1957): Die Weidewirtschaft im südlichen Schwarzwald. – *Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br.* 47: 147–253.
- EICHBERG, C., STORM, C., STROH, M. & SCHWABE, A. (2010): Is the combination of topsoil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland? – *Appl. Veg. Sci.* 13: 425–438.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R. ... PAULIBEN, D. (2001): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3. Aufl. – *Scr. Geobot.* 18: 1–262.
- ENDREß, H. & KAPPLER T. (2018): Die Borstgras-Rasen des Thüringer Waldes und Thüringer Schiefergebirges – aktuelle Situation und Pflegeempfehlungen. – *Landschaftspfl. Naturschutz in Thüring.* 55: 147–161.
- EUROPEAN COMMISSION (2013): *Interpretation manual of European Union Habitats, version EUE 28*. – DG-ENV, Luxemburg: 144 pp.
- FUCHS, G. (1982): *Naturschutz am Feldberg*. – In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Ed.): *Der Feldberg im Schwarzwald. Subalpine Insel im Mittelgebirge*. – Die Natur- und Landschaftsschutzgeb. Baden-Württembergs 12: 436–465. Karlsruhe.
- FUMY, F. & FARTMANN, T. (2021): Climate and land-use change drive habitat loss in a mountain bird species. – *Ibis* 163: 1189–1206.
- FUMY, F., LÖFFLER, F., SAMWAYS, M.J. & FARTMANN, T. (2020): Response of Orthoptera assemblages to environmental change in a low-mountain range differs among grassland types. – *J. Environ. Manag.* 256: 109919.
- GALVÁNEK, D. & JANÁK, M. (2008): Management of Natura 2000 habitats. 6230 *Species-rich *Nardus* grasslands. – European Commission. – URL: https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6230_Nardus_grasslands.pdf [Zugriff am 10.11.2021].

- GAUDNIK, C., CORCKET, E., CLEMENT, B. ... ALARD, D. (2011): Detecting the footprint of changing atmospheric nitrogen deposition loads on acid grasslands in the context of climate change. – *Glob. Change Biol.* 17: 3351–3365.
- GERINGHOFF, H.J.T. & DANIÉLS, F.J.A. (2003): Zur Syntaxonomie des *Vaccinio-Callunetum* Bükler 1942 unter besonderer Berücksichtigung des Rothaargebirges. – *Abh. Westf. Mus. Naturk. Münster* 65: 3–79.
- GOTTFRIED, M., PAULI, H., FUTSCHIK, A. ... GRABHERR, G. (2012): Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. – *Nat. Clim. Change* 2: 111–115.
- GOTTSCHLICH, G. (1996): *Hieracium*. – In: SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & WÖRZ, A. (Eds.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs 6: 393–535. Ulmer, Stuttgart.
- GROßHERZOGLICH BAD. MIN. DES INNERN (1889) (Ed.): Die Erhaltung und Verbesserung der Schwarzwaldweiden im Amtsbezirk Schönau. Amtliche Darstellung. Karlsruhe (mit Karte 1:50.000). – Malsch & Vogel, Karlsruhe. 234 pp.
- GUISAN, A. & THEURILLAT, J.-P. (2000): Assessing alpine plant vulnerability to climate change: a modeling perspective. – *Integrated Assessment* 1: 307–320.
- HAFNER, S. & STEINER, A. (2003): Die Gattung *Perizoma*. – In: EBERT, G. (Ed.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs 9, VII. 78–72. Ulmer, Stuttgart.
- HAVLIK, D. (1982): Klima. – In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Ed.): Der Feldberg im Schwarzwald. Subalpine Insel im Mittelgebirge. – Die Natur- und Landschaftsschutzgeb. Baden-Württembergs 12: 148–212. Karlsruhe.
- HEDDERICH, J. & SACHS, L. (2012): *Angewandte Statistik*. 14. Aufl. – Springer, Berlin: 881 pp.
- HEGI, G. (1927): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa* Band V, 3: 1567–2250. München.
- HEMMERLE, H., MAY, J.-H. & PREUSSER, F. (2016): Übersicht über die pleistozänen Vergleitschierungen im Schwarzwald. – *Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br.* 106: 31–67.
- HENRIES, P.A., STEVENS, C.J., SMART, S.M. ... EMMETT, B.A. (2011): Impacts of nitrogen deposition on vascular plants in Britain: an analysis of two national observation networks. – *Biogeosciences* 8: 3501–3518.
- HERBEN, T., KRAHULEC, F., HADINCOVÁ, V. & KOVÁŘOVÁ, M. (1993): Small-scale spatial dynamics of plant species in a grassland community over six years. – *J. Veg. Sci.* 4: 171–178.
- HESSE, E., REES, M. & MÜLLER-SCHÄRER, H. (2006): Seed bank persistence of clonal weeds in contrasting habitats: implications for control. – *Plant Ecol.* 190: 233–243.
- HILL, M.O. & CAREY, P.D. (1997): Prediction of yield in the Rothamsted Park grass experiment by Ellenberg indicator values. – *J. Veg. Sci.* 8: 579–586.
- HOBOHM, C. & SCHWABE, A. (1985): Bestandsaufnahme von Feuchtvegetation und Borstgrasrasen bei Freiburg i.Br. – ein Vergleich mit dem Zustand von 1954/55. – *Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg i.Br.* 75: 5–51.
- HOFMANN, F.M., RAUSCHER, F., MCCREARY, W. ... PREUSSER, F. (2020): Revisiting late Pleistocene glacier dynamics north-west of the Feldberg, southern Black Forest, Germany. – *E & G Quaternary Sci. J.* 69: 61–87.
- HOLLMANN, V., DONATH, T.W., GRAMMEL, F. ... LEYER, I. (2020): From nutrients to competition processes: Habitat specific threats to *Arnica montana* L. populations in Hesse, Germany. – *PLoS ONE* 15: e0233709.
- HORN, K. (2021): Die Flachbärlappe (*Diphasiastrum* spp., *Lycopodiaceae*, *Lycopodiophyta*) Mitteleuropas. Taxonomie, Biologie, Verbreitung und Gefährdung. – Diss. Universität Greifswald, Math.-Naturwiss. Fakultät., Greifswald: 491 pp.
- HORN, K., FUCHS, J., LINNER, J. & HEIBL, C. (2021): Neufunde von Flachbärlappen (*Diphasiastrum* spp.) im Nationalpark Bayerischer Wald und dessen Randgebieten im Zeitraum 2018 bis 2020. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 91: 263–266.
- HOTHORN, T., HORNIK, K., VAN DE WIEL, M.A. ... ZEILEIS, A. (2019): *Coin: Conditional Inference Procedures in a Permutation Test Framework* (version 1.4-2). – URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/coin/coin> [Zugriff am 05.09.2021].
- HÜGIN, G. (2006): Die Hochlagenflora des Schwarzwalds und seiner Nachbargebirge. – *Kochia* 1: 49–104.
- JANSSEN, J.A.M., RODWELL, J.S., GARCÍA CRIADO, M. ... VALACHOVIČ, M. (2016): European Red List of Habitats. Part 2: Terrestrial and freshwater habitats. – European Commission, Brussels.

- JERSÁKOVÁ, J., MALINOVÁ, T., JEŘÁBKOVÁ, K. & DÖTTERL S. (2011): Biological Flora of the British Isles: *Pseudorchis albida* (L.) Á. & D. Löve. – J. Ecol. 99: 1282–1298.
- KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (2000): Population size, plant performance, and genetic variation in the rare plant species *Arnica montana* L. in the Rhön, Germany. – Basic Appl. Ecol. 1: 43–51.
- KERSTING, G. (1991): Allmendweiden im Südschwarzwald – eine vergleichende Vegetationskartierung nach 30 Jahren. – Min. Ländl. Raum, Ern., Landw. u. Forsten Bad.-Württ., Stuttgart: 117 pp.
- KÉRY, M., MATTHIES, D. & SPILLMANN, H.H. (2000): Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*. – J. Ecol. 88: 17–30.
- KLEIJN, D., BEKKER, R.M., BOBBINK, R. ... ROELOFS, G.M. (2008): In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. – J. Appl. Ecol. 45: 680–687.
- KLEINSTEUBER, A. (1992): Die Bärwurz (*Meum athamanticum* JACQ.) im Nordschwarzwald. – Carolea 50: 67–78.
- KOBEL-LAMPARSKI, A. & LAMPARSKI, F. (2012): Der Badische Riesenregenwurm (*Lumbricus badensis*). – In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Ed.): Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald. Die Tierwelt, Kap. 4: 312–328. Thorbecke, Ostfildern.
- KRATZER, D. (2011): Ein neu entdecktes Zippammer-Vorkommen im Feldberg-Gebiet. – Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 27: 155–160.
- KRAUSE, W. (1954): Zur ökologischen und landwirtschaftlichen Auswertung von Vegetationskarten der Allmendweiden im Hoch-Schwarzwald. – Angewandte Pflanzensoziologie (Wien), Festschrift Aichinger 2: 1076–1100.
- KURTOGULLARI, Y., RIEDER, N.S., ARLETTAZ, R. & HUMBERT, J.-Y. (2020): Conservation and restoration of *Nardus* grasslands in the Swiss northern Alps. – Appl. Veg. Sci. 23: 26–38.
- LABER, A. (1997): Das Besucherlenkungs-konzept Feldberg. – Mitt. Bad. Landesver. Naturk. Naturschutz 16: 527–540.
- LANG, G. (1973): Neue Untersuchungen über die spät- und nacheiszeitliche Vegetationsgeschichte des Schwarzwaldes. IV. Das Baldenwegermoor und das einstige Waldbild am Feldberg. – Beitr. Naturk. Forsch. SüdwDtl. 32: 31–51.
- LIEHL, H. (1948): Das Feldberggebiet als Siedlungsraum. – In: MÜLLER, K. (Ed.): Der Feldberg im Schwarzwald: 525–586. Bielefelds Verlag, Freiburg.
- LONDO, G. (2002): Is *Rhynchospora squarrosus* (Hedw.) Warnst. increasing in the Netherlands. – Lindbergia 27: 63–70.
- LUDEMANN, T., RÖSKE, W. & KRUG, M. (2007): Atlas zur Vegetation des Südschwarzwaldes – Feldberg, Belchen, Oberes Wiesental. – Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpfl.züchtung 45: 1–100.
- LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2019): Landschaft im Klimawandel – neue Nutz- und Schutzkonzepte für den Naturpark Südschwarzwald. – Freiburg: 72 pp. – URL: <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/10107> [Zugriff am 30.11.2021].
- MARDARI, C., BÎRSAN, C., ȘTEFANACHE, C. ... CĂTĂLIN, T. (2019): Population structure and habitat characteristics of *Arnica montana* L. in the NE Carpathians (Romania). – Tuexenia 39: 401–421.
- MASKELL, L.C., SMART, S.M., BULLOCK, J.M. ... STEVENS, C.J. (2010): Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. – Glob. Change Biol. 16: 671–679.
- MATZARAKIS, A. (2012): Klima – In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Ed.): Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald. Kap. C: 95–106. Thorbecke, Ostfildern.
- MAURICE, T., COLLING, G., MULLER, S. & MATTHIES, D. (2012): Habitat characteristics, stage structure and reproduction of colline and montane populations of the threatened species *Arnica montana*. – Plant Ecol. 213: 831–842.
- MAYOROVA, O.Y., HYRTSAK, O.Y. & DROBYK, N.M. (2015): The strategy of *Gentiana lutea* L. populations in the Ukrainian Carpathians. – Russ. J. Ecol. 46: 43–50.
- MAZALLA, L., LUDWIG, G. & PEPPLER-LISBACH, C. (2021): *Nardus* grasslands and wet heaths are affected differently by reintroduction of management and pH recovery. – Tuexenia 41: 227–252.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (2011): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.0. – MjM Software Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

- MEIER, M., LÜTH, M., & HOFMANN, H. (2011): *Barbilophozia floerkei* (F. Weber D. Mohr) Loeske. – In: SWISSBRYOPHYTES Working Group (Ed.): Moosflora der Schweiz. – URL: www.swissbryophytes.ch [Zugriff am 22.11.2021].
- METZ, R. & REIN, G. (1958): Geologisch-petrographische Übersichtskarte des Südschwarzwaldes 1:50.000 (mit Erläuterungen). – Verl. Schauenburg, Lahr: 126 pp.
- METZING, D., GARVE, E. & MATZKE-HAJEK, G. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. – Naturschutz Biol. Vielfalt 70: 13–358.
- MUCINA, L., BÜLTMANN, H., DIERBEN, K. ... TICHÝ, L. (2016): Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. – Appl. Veg. Sci. 19: 3–264.
- MÜLLER, K. (1948): Die Vegetationsverhältnisse im Feldberggebiet. – In: MÜLLER, K. (Ed.): Der Feldberg im Schwarzwald: 211–362. Bielefelds Verlag, Freiburg.
- MÜLLER, K. (1989): Die Landwirtschaft um den Belchen unter besonderer Berücksichtigung der Gemeinschaftsweiden. – In: LANDESANST. F. UMWELTSCH. BAD.-WÜRTT. (Ed.): Der Belchen. Natur- und Landschaftsschutzgeb. Bad.-Württ. 13: 441–470. Karlsruhe.
- NETPHYD & BFN (NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS E.V. & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (Eds.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Bonn-Bad Godesberg: 912 pp.
- OBERDORFER, E. (1936): Bemerkenswerte Pflanzengesellschaften und Pflanzenformen des Oberrheingebietes. – Beitr. Naturk. Forsch. Südwestdtl. 1: 49–88.
- OBERDORFER, E. (1978): *Nardo-Callunetea*. – In: OBERDORFER, E. (Ed.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. 2. Aufl., Teil II: 208–248. Fischer, Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (1982): Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte Feldberg 1:25.000. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftpl. Bad.-Württ., 27: 1–86 u. Vegetationskarte 1:25.000 (1974–1979) unter Mitarbeit von FISCHER, A., HÖLZER, A., PHILIPPI, G. & THOMAS, P. Karlsruhe.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1056 pp.
- OBERDORFER, E. & LANG, G. (1957): Eine Vegetationskarte von Freiburg i. Br. – Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br. 47: 139–145 u. Vegetationskarte 1:25.000 (1954/1955).
- PANNEK, A., DUPRÉ, C., GOWING, D.J.G. ... DIEKMANN, M. (2015): Spatial gradients in nitrogen deposition affects plant species frequency in acidic grasslands. – Oecologia 177: 39–51.
- PAULI, H., GOTTFRIED, M., DULLINGER, S. ... GRABHERR, G. (2012): Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. – Science 336: 353–355.
- PAULUS, H. (2012): Käfer im Feldberggebiet. – In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Ed.): Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald. Die Tierwelt: Kap. 6, Käfer im Feldberggebiet: 334–348. Thorbecke, Ostfildern.
- PEPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. – Diss. Bot. 193: 1–404.
- PEPLER-LISBACH, C. & FISCHER, P. (2022): Vegetationsentwicklung in artenreichen montanen Borstgrasrasen (Lebensraumtyp *6230) in FFH-Gebieten des Werra-Meißner-Kreises (Hessen) und Konsequenzen für die Naturschutzpraxis. – Tuexenia 42: xx–xx.
- PEPLER-LISBACH, C. & KÖNITZ, N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. – Tuexenia 37: 201–228.
- PEPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): *Calluno-Ulicetea*. Teil 1: *Nardetalia strictae*. – Synop. Pflanzenges. Dtschl. 8: 1–117.
- PEPLER-LISBACH, C., STANIK, N., KÖNITZ, N. & ROSENTHAL, G. (2020): Long-term vegetation change in species-rich *Nardus* grasslands of central Germany caused by eutrophication, recovery from acidification and management change. – Appl. Veg. Sci. 508–521.
- PHILIPPI, G. (1989): Die Pflanzengesellschaften des Belchen-Gebietes im Schwarzwald. – In: LANDESANST. F. UMWELTSCH. BAD.-WÜRTT. (Ed.): Der Belchen. Natur- und Landschaftsschutzgeb. Bad.-Württ. 13: 747–890. Karlsruhe.
- PONERT, J., FIGURA, T., VOSOLSOBĚ, S., LIPAJSKÁ, H., VOHNÍK, H. & JERSÁKOVÁ, J. (2013): Asymbiotic germination of mature seeds and protocorm development of *Pseudorchis albida* (*Orchidaceae*) are inhibited by nitrates even at extremely low concentrations. – Botany 91: 662–670.
- PONIATOWSKI, D., MÜNSCH, T., HELBING, F. & FARTMANN, T. (2018): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels. – Natur und Landschaft 12: 553–561.

- QUEDNAU, T. & LUDEMANN, T. (2017): First pedoanthracological study in the Black Forest, SW Germany. – *Quat. Int.* 457: 131–139.
- R CORE TEAM (2021): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. – URL: <https://www.R-project.org/>.
- RAUH, W. (1950): Morphologie der Nutzpflanzen. 2. Aufl. – Quelle & Meyer Heidelberg: 290 pp.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Ed.) (2021a): Managementplan für das FFH-Gebiet 8113-341 „Belchen“ – URL: https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/map-endfassungen-uebersicht/-/document_library_display/0U6Z5CnGUlw8/view/950236 [Zugriff am 10.08.2021].
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Ed.) (2021b): Managementplan für das FFH-Gebiet 8114-311 „Hochschwarzwald um den Feldberg und Bernauer Hochtal“. – URL: https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/map-endfassungen-uebersicht/-/document_library_display/0U6Z5CnGUlw8/view/897433 [Zugriff am 10.08.2021].
- REIF, A., DURKA, W., HEMP, A., LÖBLICH-ILLE, K. (1988/89): Die Bärwurz (*Meum athamanticum* Jacq.) im nördlichen Frankenwald. Ihre Vergesellschaftung, ihre Standorte sowie deren Bewirtschaftung und Erhalt. – *Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth* 20: 145–209.
- REIF, A., FRIEDRICH, B. & MEIER, W. (2021): Vegetation der Lawinenbahn am „Seebuck“ (Feldberg) im Schwarzwald, Baden-Württemberg. – *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz* 23: 5–39.
- RIES, H. (1948): Weiden und Weidewirtschaft am Feldberg. – In: MÜLLER, K. (Ed.): *Der Feldberg im Schwarzwald*: 403–422. Bielefelds Verlag, Freiburg.
- ROETHER, V. (1976): Landschaftsplan Feldberg/Schwarzwald II. – *Mitt. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg* 74: 1–231.
- ROTH, T., KOHLI, L., RIIHM, B. & ACHERMANN, B. (2013): Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. – *Agric. Ecosyst. Environ.* 178: 121–126.
- SAUERWEIN, B., ADAM, L. & STANIK, N. (2022) Historische Verbreitung und Vitalität aktueller Vorkommen des Katzenpfötchens (*Antennaria dioica*) in Nordost-Hessen. – *Bot. Naturschutz Hessen* 34: 5–32.
- SCHAMINÉE, H.J. (1993): Die pflanzensoziologische Stellung der subalpinen Heiden atlantischer Mittelgebirge in Europa, mit besonderer Berücksichtigung des französischen Massif Central. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 5: 149–165.
- SCHMIDT, M., BECKER, C., FISCHER, P. & PREUSCHHOF, B. (2006): Vegetationsökologisches Dauerflächen-Monitoring in einer beweideten Hutelandschaft: Das „Hühnerfeld“ im Kaufunger Wald. – *BfN-Skripten* 178: 177–180.
- SCHRÖTER, C. (1926): *Das Pflanzenleben der Alpen*. 2. Aufl. – Verl. Albert Raustein, Zürich: 1288 pp.
- SCHWABE, A. (1990a): Veränderungen in montanen Borstgrasrasen durch Düngung und Brachlegung: *Antennaria dioica* und *Vaccinium vitis-idaea* als Indikatoren. – *Tuexenia* 10: 295–310.
- SCHWABE, A. (1990b): Syndynamische Prozesse in Borstgrasrasen: Reaktionsmuster von Brachen nach erneuter Rinderbeweidung und Lebensrhythmus von *Arnica montana*. – *Carolinea* 48: 45–68.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1987): Weidbuchen im Schwarzwald und ihre Entstehung durch Verbiß des Wälderviehs: Verbreitung, Geschichte und Möglichkeiten der Verjüngung. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 49: 1–118.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2015): Pflanzensoziologische Dauerflächen-Untersuchungen im Bannwald „Flüh“ (Südschwarzwald) unter besonderer Berücksichtigung der Weidfeld-Sukzession. – *Standort.Wald* 49: 5–49.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2021): Montane Borstgrasrasen (*Festuco-Genistelletum sagittalis*) im südlichen Schwarzwald: Veränderungen einer gefährdeten Pflanzengemeinschaft in den letzten 40 Jahren. – *Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg i. Br.* 110/111: 337–411.
- SCHWABE, A., KRATOCHWIL, A. & BÄMMERT, J. (1989): Sukzessionsprozesse im aufgelassenen Weidfeld-Gebiet des „Bannwald Flüh“ (Südschwarzwald): 1976–1988. Mit einer vergleichenden Betrachtung statistischer Auswertungsmethoden. – *Tuexenia* 9: 351–370.
- SCHWABE, A. & MANN, P. (1990): Montane Kahlschlagrasen (*Calamagrostis arundinacea-Senecio fuchsii*-Ges.) als Elemente von Zippammer (*Emberiza cia*)-Habitaten im Südschwarzwald. – *Mitt. Bad. Landesver. Naturk. Natursch.* 15: 39–50.
- SCHWABE, A., TISCHEW, S., BERGMIEIER, E. ... DIERSCHKE, H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – *Tuexenia* 39: 287–308.

- SCHWABE-BRAUN, A. (1979a): Weidfeld-Vegetation im Schwarzwald: Geschichte – Gesellschaften und ihre Komplexe – Bedeutung für den Naturschutz. – Diss. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., Fak. f. Biologie, Freiburg i. Br.: 204 pp.
- SCHWABE-BRAUN, A. (1979b): Sigma-Soziologie von Weidfeldern im Schwarzwald: Methodik, Interpretation und Bedeutung für den Naturschutz. – *Phytocoenologia* 6: 21–31.
- SCHWABE-BRAUN, A. (1980): Eine pflanzensoziologische Modelluntersuchung als Grundlage für Naturschutz und Planung. Weidfeld-Vegetation im Schwarzwald: Geschichte der Nutzung – Gesellschaften und ihre Komplexe – Bewertung für den Naturschutz. – *Urbs et Regio* 18: 1–212.
- SICK, W.D. (1980): Der Schwarzwald: Landeskundlicher Überblick. – In: LIEHL, E. & SICK, W.D. (Eds.): *Der Schwarzwald. Beiträge zur Landeskunde.* – Veröff. Alemann. Inst. Freiburg i. Br. 47: 529–545. Bühl/Baden.
- SMETTAN, H. (1981): *Anthoxanthum alpinum* LÖVE & LÖVE am Feldberg im Schwarzwald. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz 12: 267–268.
- SPEERLE, T. & BRUELHEIDE, H. (2021): Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest. – *Divers. Distrib.* 27: 282–295.
- STANIK, N., LAMPE, C. & ROSENTHAL, G. (2021a): Drought stress triggers differential survival and functional trait responses in the establishment of *Arnica montana* seedlings. – *Plant Biol.* 23: 1086–1096.
- STANIK, N., PEPLER-LISBACH, C. & ROSENTHAL, G. (2021b): Extreme droughts in oligotrophic mountain grasslands cause substantial species abundance changes and amplify community filtering. – *Appl. Veg. Sci.* 24: e12617.
- STEVENS, C.J., DISE, N.B., MOUNTFORD, J.O. & GOWING, D.J. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. – *Science* 303: 1876–1879.
- STEVENS, C.J., DUPRÉ, C., DORLAND, E. ... DIEKMANN, M. (2010): Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. – *Environ. Pollut.* 158: 2940–2945.
- STEVENS, C.J., GOWING, D.G.J., WOTHERSPOON, K.A. ... CORCKET, E. (2011): Addressing the impact of atmospheric nitrogen deposition on western European grasslands. – *Environ. Manag.* 48: 885–894.
- STICKSTOFFBW (2019): Ermittlung der Critical Levels und Critical Loads für Stickstoff. – AG2 Critical loads Baden-Württemberg. – URL: <https://pd.lubw.de/69710> [Zugriff am 02.12.2021].
- STREITBERGER, M., JEDICKE, E. & FARTMANN, T. (2016): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Biodiversität in Mittelgebirgen – eine Literaturstudie zu Arten und Lebensräumen. – *Naturschutz Landschaftsplan.* 48: 37–45.
- UMWELTBUNDESAMT (2021): Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff, Bezugsjahre 2013–2015. – URL: <http://gis.uba.de/website/depo1/> [Zugriff am 30.11.2021].
- WILDFORSCHUNGSSTELLE BADEN-WÜRTTEMBERG (2020): Jagdbericht Baden-Württemberg für das Jagdjahr 2018/2019. – *Ber. Wildforschungsstelle* 25: 1–101.
- WILMANN, O. (1980): Geschichtlich bedingte Züge in der heutigen Vegetation des Schwarzwaldes. – In: LIEHL, E. & SICK, W.D. (Eds.): *Der Schwarzwald. Beiträge zur Landeskunde.* – Veröff. Alemann. Inst. Freiburg i. Br. 47: 129–154.
- WILMANN, O. & MÜLLER, K. (1977): Zum Einfluss der Schaf- und Ziegenbeweidung auf die Vegetation im Schwarzwald. – In: TÜXEN, R. (Ed.): *Vegetation und Fauna.* – Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskd. 1976: 465–475. Cramer, Vaduz.
- WIRTH, V. (2022): Die Flechten des Biosphärengebietes Schwarzwald. – Mitt. Bad. Landesver. Naturk. Naturschutz 25: 5–32.
- WIRTH, V., HAUCK, M., VON BRACKEL, W. ... HEINRICH, D. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 70: 7–122.
- WITTIG, B., MÜLLER, J., QUAST, R. & MIEHLICH, H. (2020): *Arnica montana* in *Calluna*-Heiden auf dem Schießplatz Unterlüß (Niedersachsen). – *Tuexenia* 40: 131–146.
- ZIMMERMANN, P. & HAFNER, A. (2011): Eine Ödlandschrecke erobert den Hochschwarzwald – Neufunde der Lauschschrecke (*Mecostethus parapleurus*) in Baden-Württemberg. – *Carolinea* 69: 127–132.

