Tuexenia 40: 131–146. Göttingen 2020.
doi: 10.14471/2020.40.008, available online at www.zobodat.at

Arnica montana in *Calluna*-Heiden auf dem Schießplatz Unterlüß (Niedersachsen)

Arnica montana in *Calluna vulgaris*-heathlands on the firing range Unterlüß (Lower Saxony)

Burghard Wittig[1, 2, *], Josef Müller[2], Rüdiger Quast[3] & Hermann Miehlich[3]

[1]Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Lüneburg, Standort Verden, Bürgermeister Münchmeyer Str. 6, 27283 Verden, Germany;
[2]Universität Bremen, AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie, Fachbereich 2 (Biologie/Chemie), Leobener Str. 5, Gebäude NW 2, 28359 Bremen, Germany;
[3]Rheinmetall Waffe Munition GmbH, Forstverwaltung, Heinrich-Ehrhardt-Str. 2, 29345 Unterluess, Germany
**Korrespondierender Autor, E-Mail: Burghard.Wittig@nlwkn-lg.niedersachsen.de*

Zusammenfassung

Arnica montana kommt auf dem Schießplatz Unterlüß (Niedersächsisches Tiefland) jedes Jahr mit tausenden von Exemplaren in *Calluna*-Heiden vor. Die Schießbahn wird durch ein mosaikartiges Feuermanagement offengehalten. Um den Einfluss des Feuermanagements auf die Vegetation, besonders im Hinblick auf *A. montana*, zu analysieren, wurden in der Vegetationsperiode 2014 zwei- unddreißig Vegetationsaufnahmen aus verschiedenen Brandjahren erstellt und verglichen. Ellenberg-Zeigerwerte wurden berechnet und Bodenparameter für pH, pflanzenverfügbare Gehalte für K, Mg, Ca, P und das C/N-Verhältnis gemessen. Zur Hilfe der Einordnung der Bestände erfolgte eine PCA. Zusätzlich wurden 2015 fünf Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet und vier Jahre lang in Folge aufgenommen, um die Vegetationsdynamik nach Brand zu dokumentieren. *Arnica montana* profitiert vom Feuermanagement. Zwei bis drei Jahre nach einem Brandereignis können sich durch Samenanflug und anschließende vegetative Ausbreitung sehr große Bestände (vegetative und blühende Rosetten) entwickeln. In den darauffolgenden Jahren dominiert *Calluna vulgaris* allerdings wieder und verdrängt *A. montana* sukzessive und vollständig. Um die Bestände von *A. montana* auf der Schießbahn zu erhalten, sind immer wieder offene, abgebrannte Flächen erforderlich. Wenn an die abgebrannten Teilbereiche größere Vorkommen von *A. montana* im Nahbereich angrenzen, ist es möglich, dass sich durch Samenanflug rasch große Bestände bilden können. Die Massenentwicklungen von *A. montana* treten deshalb im Laufe der Jahre an verschiedenen Stellen auf.

Abstract

Arnica montana occurs on the Unterlüß firing range (Northeast Lower Saxony) every year with thousands of plants in *Calluna*-heathlands. The firing range is managed by a mosaic-like fire-management to keep the range open. In order to analyze the influence of fire management on the vegetation, 32 vegetation relevés from different years with fire were analyzed in 2014. Ellenberg indicator values were calculated and soil parameters for pH, plant-available contents for K, Mg, Ca, P and the C/N ratio were measured. A PCA was carried out to help classifying the vegetation. Additionally, five permanent plots were established in 2015. *Arnica montana* benefits from fire management. Two to three years

Manuskript eingereicht am 06. März 2020, angenommen am 24. August 2020
Koordinierender Editor: Goddert von Oheimb

after a fire, high population density (vegetative and flowering rosettes) can develop due to wind dispersed seeds and subsequent vegetative spread. In the following years, however, *Calluna vulgaris* dominated again and usually completely replaced *A. montana*. To keep the population of *A. montana* on the firing range, open and continuously burned areas are necessary. If high population densities are in the vicinity of newly burned areas, *A. montana* can spread rapidly due wind dispersed seeds. Thus, very high population densities of *A. montana* occur on different places over the years.

Keywords: *Genisto-Callunetum*, fire management, heathland management, military training areas, threatened plant

Einleitung

Truppenübungsplätze und große Schießplätze haben eine hohe Bedeutung für den Schutz und die Erhaltung von Biodiversität, weil sie nährstoffarm sind, in der Regel keine Pestizide angewendet werden und nicht fragmentierte, große Räume einnehmen, die durch viele Störungen hochdynamisch sind (WARREN et al. 2007, ELLWANGER & REITER 2019).

Auf der Schießbahn der Rheinmetall AG bei Unterlüß kommen aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wertvolle Heideflächen vor. Viele sehr selten gewordene Arten finden hier einen Lebensraum, Birkwild, Seeadler oder Wolf sind nur drei spektakuläre Beispiele (RHEINMETALL 2012). Über die artenreiche Schmetterlingsfauna berichtet BAUMGARTEN (2015). Durch das angewendete Feuermanagement zur Offenhaltung der Flächen konnten sich hervorragende Heidestadien entwickeln.

Arnica montana hat ihr Hauptvorkommen in Borstgrasrasen (PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001) und Zwergstrauchheiden, daneben kann sie in Magerwiesen und -weiden, lichten Wäldern und im Randbereich von Mooren vorkommen (OBERDORFER 2001, MARDARI et al. 2019). Da die Wuchsorte vor allem durch Eutrophierung (Düngereintrag und Immissionen) und Auflassung von Magerrasen und Heiden zerstört wurden (KAHMEN & POSCHLOD 1998), ist die Art in Deutschland stark zurückgegangen. Berg-Wohlverleih oder Arnika (*A. montana*) ist nach der Bundesartenschutzverordnung besonders geschützt und im Anhang V der FFH-Richtlinie 92/43/EWG (zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105) aufgeführt. Die Art ist in Deutschland gefährdet (METZING et al. 2018), in Niedersachsen/Bremen ist sie stark gefährdet (GARVE 2004, 2007). Da Deutschland zum Hauptareal der Art gehört, besteht eine besondere Verantwortung für deren Erhaltung (LUDWIG et al. 2007).

Aus floristischer Sicht und Artenschutzgründen sind große Arnika-Populationen in den Heiden des Schießplatzes Unterlüß bedeutsam. Diese sind jedes Jahr mehrere tausend Exemplare groß (Abb. 1), die im Laufe der Jahre aber immer an anderer Stelle auftreten. Es ist zu vermuten, dass das Feuermanagement ein entscheidender Grund für diese Massenentwicklung ist.

Mit dieser Untersuchung sollen folgende Fragen beantwortet werden: (1) Wie sieht die Sukzessionsentwicklung der Heideflächen nach Brand besonders im Hinblick auf *A. montana* aus? (2) Welchen Einfluss haben dabei andere Standortfaktoren? (3) Welche Schlüsse lassen sich für das Management ziehen, um *A. montana* zu fördern und dabei das *Genisto-Callunetum* zu erhalten?

Abb. 1. Massenvorkommen von *Arnica montana* auf dem Schießplatz Rheinmetall 2006 (Foto: R. Quast).

Fig. 1. High population density of *Arnica montana* on the firing range Rheinmetall 2006 (Photo: R. Quast).

Untersuchungsgebiet und Feuermanagement

Das Erprobungszentrum Unterlüß der Firma Rheinmetall (EZU) befindet sich in der Lüneburger Heide, genau an der Schnittstelle zwischen den Landkreisen Uelzen und Celle. Seit 1899 werden auf dem „Schießplatz“ bzw. der „Schießbahn“ (Abb. 2) militärische Versuche wie auch in neuerer Zeit zunehmend Tests für zivile Produkte durchgeführt.

Charakteristisch für das Gelände ist die zentrale offene Heidefläche mit einer Ausdehnung von ca. neun Kilometern und einer Breite von ca. 800 Metern. Insgesamt besteht das Eigentum der Firma Rheinmetall aus 3300 ha Wald, 900 ha Heide, 440 ha Ackerland, daneben gibt es mehrere Fließ- und Stillgewässer. Insgesamt ergibt sich eine Größe von 5400 ha. Typisch ist ein Wechsel von trockenen Ginster-Heidekraut-Heiden hin zu nassen bzw. moorigen Gebieten auf engstem Raum. Der Schießplatz liegt im Naturraum „Südheide“, die Böden sind Podsole und Braunerde-Podsole (LANDKREIS UELZEN 2012).

Die Heide wurde und wird durch gezieltes Brennen offengehalten (Abb. 3). Gebrannt wird in der kalten Jahreszeit, in der Regel Ende Februar/Anfang März (GRÜNTJENS 1996). Dabei werden in einem Jahr immer nur Teilflächen gebrannt. Jede Fläche wird dabei in der Regel mit einer Frequenz von 5 bis 6 Jahren abgebrannt. Das Brennen einer Fläche ist zusätzlich abhängig von der Priorität des Schießbetriebes, der Luftfeuchtigkeit (unter 50 %), den Witterungsbedingungen und der Zugänglichkeit der Fläche durch Schießvorhaben. Insgesamt ergibt sich so ein mosaikartiges Bild verschieden alter Heidestadien. Das Winterfeuer, kalter Brand genannt, breitet sich mit Schrittgeschwindigkeit aus und verschont die Insekten im Boden. Oberirdische Pflanzenteile und die Humusauflage werden verbrannt (RHEINMETALL 2012). Dieses Feuermanagement wird seit ca. 40 Jahren betrieben.

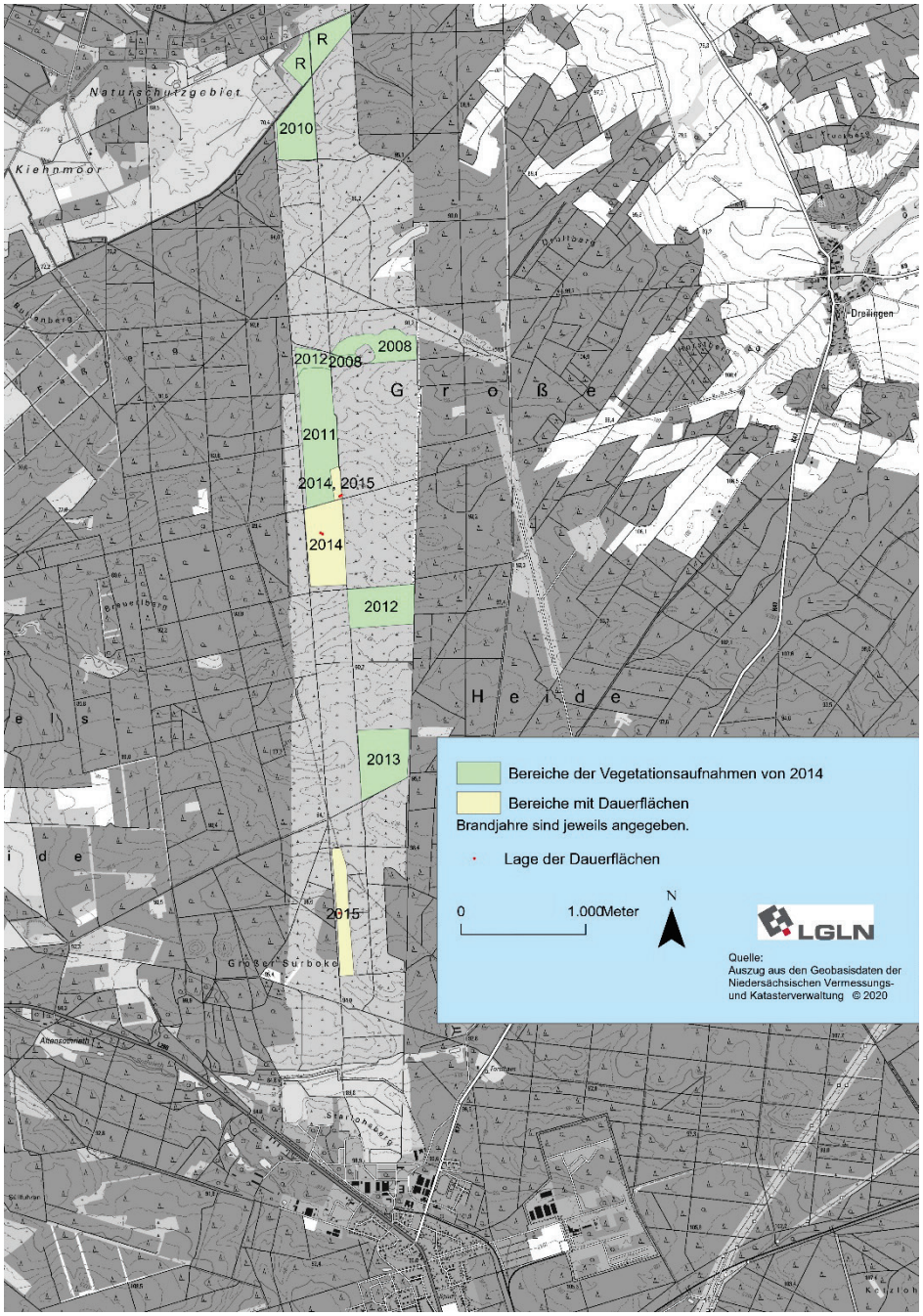

Abb. 2. Lage der Schießbahn (hellgrau: Schießbahn, dunkelgrau: Kiefernforst, grün: Bereiche der Vegetationsaufnahmen von 2014, gelb: Bereiche mit Dauerflächen, das Brandjahr ist für alle Bereiche angegeben).

Fig. 2. Location of the firing range (light gray: firing range, dark gray: pine forest, green areas with relevés of 2014, yellow: areas with permanent plots, for all areas the year of fire is given).

Hinzu kommen im Sommer infolge des Schießbetriebs sporadisch ausgelöste, kleinflächige Brände, die durch die Werksfeuerwehr rasch eingedämmt werden. Übermäßiger Aufwuchs von Birken, Kiefern und auch Spätblühender Traubenkirsche auf den Heideflächen werden manuell entfernt (Forstverwaltung Rheinmetall, mündlich).

Es ist davon auszugehen, dass große Teile der Heidefläche bereits im Mittelalter entstanden sind, zumindest zeigt die Kurhannoversche Landesaufnahme von 1775 die Flächen als Heide bzw. Ödland. Daraus folgt eine Habitatkonstanz seit mehreren hundert Jahren auf dem Gelände. Die seit Mitte des 19. Jahrhunderts nicht mehr auskömmliche landwirtschaftliche Nutzung der Heide wurde durch Nutzung eines Schießplatzes abgelöst und so dauerhaft erhalten.

Material und Methoden

Um den Einfluss des Feuermanagements auf die Vegetation analysieren zu können, wurden in der Vegetationsperiode 2014 im Bereich der Schießbahn 32 Vegetationsaufnahmen erstellt. Es wurden alle Arten in den 16 m^2 großen Aufnahmeflächen notiert und der Deckungsgrad nach der erweiterten, kombinierten Abundanz-/Dominanz-Skala nach Braun-Blanquet von Reichelt und Wilmanns (DIERSCHKE 1994) aufgenommen.

Jeweils fünf Vegetationsaufnahmen wurden für einen „Brandjahr"-Bereich erhoben. Um diese Bereiche aufzufinden, diente eine Karte der Firma Rheinmetall, in der Abschnitte mit demselben Brandjahr abgegrenzt waren. Für folgende „Brandjahre" konnten Aufnahmen erstellt werden: 2008 (ca. 13 ha), 2010 (ca. 14 ha), 2011 (ca. 28 ha), 2012 (ca. 16 ha) und 2013 (ca. 18 ha). Die Probeflächen aus dem Jahr 2011 wiesen hohe Anteile von *Arnica montana* auf. Zusätzlich wurden fünf Vegetationsaufnahmen auf einer Referenzfläche im Norden im Randbereich des Schießbahnbereiches erstellt, die niemals kontrolliert gebrannt wurde (ca. 11 ha). Außerdem stammen zwei Vegetationsaufnahmen mit dem Brandjahr 2012 (ca. 4 ha) aus einem kleineren Bereich, der dichte Arnika-Bestände aufwies. Alle

Abb. 3. Beispiel einer abgebrannten Fläche im Jahr 2015 (Foto: J. Müller).

Abb. 3. Example of a burned site in 2015 (Photo: J. Müller).

Vegetationsaufnahmen sind innerhalb der jeweiligen Abschnitte zufällig ausgewählt worden, es wurde darauf geachtet, dass die Aufnahmen mindestens 50 m voneinander entfernt lagen, um Nachbarschaftseffekte zu minimieren.

2015 wurden zusätzlich fünf Dauerflächen eingerichtet. Die 16 m^2 großen Aufnahmeflächen wurden mit der Londo-Skala aufgenommen (DIERSCHKE 1994).

Von allen untersuchten Beständen aus dem Jahr 2014 und den Dauerflächen für das Jahr 2015 wurden Bodenmischproben aus 0-5 cm Tiefe genommen. Alle Bodenanalysen wurden nach SUCHOPAR (2014) durchgeführt. Die pH-Werte der lufttrockenen Proben sind elektrometrisch in 0,01 molarer $CaCl_2$-Lösung gemessen worden. Die C/N-Werte wurden mit dem C/N-Analyzer EuroEA (Hekatech) bestimmt. Ca-, K- und Mg-Gehalte wurden im Atom-Absorptions-Spektrometer (AAS) durchgeführt. Die P-Gehalte wurden mit dem UV-vis Spektrophotometer ermittelt. Für die Dauerflächen konnten die Ca-Gehalte aus technischen Gründen nicht gemessen werden.

Die mittleren gewichteten Zeigerwerte nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 1992) wurden für alle Vegetationsaufnahmen berechnet.

Die statistischen Analysen wurden mit Hilfe von R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2017) für den Datensatz der Vegetationsaufnahmen von 2014 durchgeführt. Da die Gradientenlängen der DCA-Analyse kleiner als 3 waren, erfolgte eine PCA mit transformierten Deckungsgraden (LEYER & WESCHE 2007). Die mittleren gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte und die Daten der Bodenanalysen wurden danach mit den Ergebnissen der PCA-Ordination mit den Vegetationsaufnahmen aus 2014 korreliert.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen und Moose richtet sich nach THE PLANT LIST (2013), die der Flechten nach Royal Botanic Gardens Kew (www.indexfungorum.org, Zugriff am 13.08.2019).

Ergebnisse

Die Vegetationsaufnahmen werden aufgrund des Vorkommens von *Genista pilosa* und *G. anglica* zum größten Teil dem *Genisto pilosae-Callunetum* Braun 2015 zugeordnet (Beilage S1, laufende Nummer 1–28, Anhang E1; s. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, PREISING et al. 2012). Es überwiegt die Subassoziation von *Danthonia decumbens* (Beilage S1, lfd. Nummer 10–28), die auf anlehmigen bis lehmigen Sandböden wächst, zum geringeren Teil (Beilage S1, lfd. Nummer 1–9) gehören die Aufnahmen zur *Cladonia*-Subassoziation auf ärmeren, stärker podsolierten Standorten (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, PREISING et al. 2012). Vergrasungsstadien mit Dominanz der Rasenschmiele (Beilage S1, lfd. Nummer 29–32) werden aufgrund des weitgehenden Fehlens von Kennarten des *Genistion pilosae* und des Zurücktretens von *Calluna vulgaris* als *Deschampsia flexuosa*-Gesellschaft bezeichnet (KAISER et al. 1997).

Im Jahr 2014 fanden sich größere Bestände von *Arnica montana* in Bereichen, die 2011 und 2012 abgebrannt worden waren, das heißt drei bzw. zwei Jahre nach dem Brand (Beilage S1, Anhang E1). *Festuca filiformis* zeigt höhere Deckungsgrade ein bis zwei Jahre nach Brand, dies gilt in der Tendenz auch für *Danthonia decumbens* und *Agrostis capillaris*. Zwei Jahre nach dem Brand zeigt sich bereits wieder eine hohe Deckung von *Calluna vulgaris* (Beilage S1, lfd. Nummer 10–14), die Bestände sind aber noch nicht geschlossen (Brand 2012, 2013). Auf Flächen, in denen das Brandereignis noch drei Jahre und länger zurückliegt, dominiert *C. vulgaris* in der Regel die Bestände mit Deckungsgraden 4 und 5. *Arnica montana* findet sich in solchen „alten“ Flächen nur noch sehr vereinzelt (Bsp. Beilage S1, lfd. Nummer 9). Die Referenzflächen, von denen ein Brandereignis aus der jüngeren Vergangenheit nicht bekannt ist, zeigen geringere Deckungsgrade von *C. vulgaris* auf, bzw. *Calluna* ist bereits verschwunden. Syndynamisch sind die Referenzflächen der Degenerationsphase von *Deschampsia flexuosa* zuzuordnen bzw. schon als *D. cespitosa*-Gesellschaft zu bezeichnen.

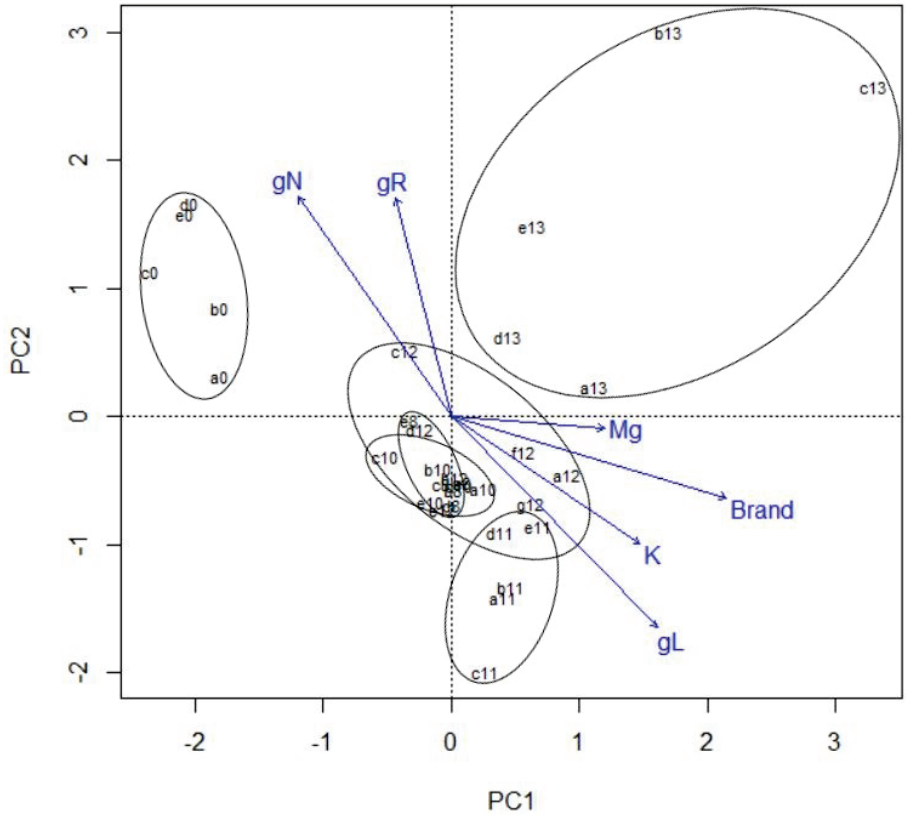

Abb. 4. PCA der Vegetationsaufnahmen aus Beilage S1. 1. Achse: Eigenvalue 6,487, erklärte Varianz 12,97, 2. Achse: Eigenvalue 5,875 (K: Kalium, Mg: Magnesium, gL: gewichtete Lichtzahl, gN: gewichtete Stickstoffzahl, gR: gewichtete Reaktionszahl). Brandjahre bzw. Referenzflächen ohne Feuer sind eingekreist.

Fig. 4. PCA of the relevés from Supplement S1. First axis: eigenvalue 6.487, explained variance 12.97, second axis 5.875, explained variance 11.75: (K: potassium, Mg: magnesium, mean Ellenberg-values: gL: weighted light value, gN: weighted soil nitrogen value, gR: weighted soil reaction value). Years of fire and reference plots without fire are encircled.

Von den untersuchten Standortbedingungen (Anhang E2) weisen einige Parameter auf einen signifikanten Einfluss auf die Artenkombinationen hin (Abb. 4). Das Brandjahr (r_s = 0,96) und die Magnesiumgehalte (r_s = 0,99) korrelieren mit der ersten Achse der PCA, die Kaliumgehalte (r_s = 0,83 bzw. -0,55) und die gewichtete mittlere Lichtzahl (r_s = 0,70 bzw. -0,71) korrelieren mit der ersten und zweiten Achse. Die zweite Achse der PCA korreliert mit der gewichteten Stickstoffzahl (r_s = 0,82) und mit der gewichteten Reaktionszahl (r_s = 0,96).

Keine signifikanten Beziehungen ergaben sich für den pH-Wert, die Phosphor- und Calciumgehalte sowie die mittlere gewichtete Feuchtezahl.

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Dauerflächen (Koordinaten in Anhang E3) zusammengestellt. Die Dauerflächen DA und DB liegen in einem 2014 abgebrannten, ca. 20 ha großen Bereich. 2015 fielen dort Massenbestände von *A. montana* auf. Die Fläche liegt in

unmittelbarer Nachbarschaft zu einem Bereich, der bereits 2011 abgebrannt wurde und in dem 2014 (s. Beilage S1: lfd. Nummer 2–6) Massenbestände von *A. montana* festgestellt worden waren.

2015 deckte *A. montana* ca. 10 % in den Dauerflächen. Neben einigen fruchtenden Exemplaren (die Flächen konnten erst am 12. Juli aufgesucht werden, *A. montana* war schon im Zustand der Fruchtreife), waren die meisten Exemplare, die die Deckung ausmachten, im Rosettenstadium. Bereits ein Jahr später sank der Deckungsgrad von *A. montana* in beiden Dauerflächen auf 1 %. In Dauerfläche DA hatte sich *C. vulgaris*, *Festuca filiformis* und *Agrostis capillaris* ausgebreitet, in Dauerfläche DB nur *C. vulgaris*. Ab 2017 dominierte *C. vulgaris* in beiden Dauerflächen mit 80 % (Abb. 5a).

Der Bereich, in dem die Dauerflächen DC und DD liegen, wurde ebenfalls 2014 abgebrannt (ca. 2 ha). 2015 griff zusätzlich ein Feuer aus einem benachbarten Bereich über, der Bereich brannte erneut ab. Der Bereich wurde 2011 bereits abgebrannt (Beilage S1: lfd. Nummer 2–6), 2014 wuchs hier noch ein großer Bestand von *A. montana*. Durch die Brände

Tabelle 1. Dauerflächen nach Brand auf dem Schießplatz Unterlüß (DA, DB: Brand 2014, DC, DD: Brand 2014 und 2015, DE: Brand 2015). V, O: Kenn- und Trennarten des *Genistion pilosae* und der *Vaccinio-Genistetalia*, D: Differentialarten der Subassoziation von *Danthonia decumbens*. B: Begleiter; Deckungsgrade mit Londo-Skala erhoben (DIERSCHKE 1994).

Table 2. Permanent plots after burning, firing range Unterlüß (DA, DB: fire 2014, DC. DD: fire 2014 and 2015, DE: fire 2015). V, O: Characteristic- and differential species of *Genistion pilosae* and *Vaccinio-Genistetalia*, D: Differential species for the subassociation of *Danthonia decumbens*. B: Companion species; cover values with Londo-scala (DIERSCHKE 1994).

DA	2015	2016	2017	2018
Gesamtdeckung	60	65	95	95
Phaerogamen	60	65	.	< 5
Kryptogamen	.	< 5	.	.
Artenzahl	10	15	10	7
Arnica montana	**10**	**1**	**1**	**.**
Calluna vulgaris	**20**	**30**	**80**	**80**
V, O				
Genista anglica	2	1	4	1
Genista pilosa	.	1	1	.
D				
Festuca filiformis	20	30	10	10
Agrostis capillaris	10	20	5	2
Carex pilulifera	1	1	1	2
Potentilla erecta	1	1	2	2
Danthonia decumbens	1	4	2	.
Hieracium laevigatum	1	1	.	.
Luzula campestris	.	1	.	.
B				
Cytisus scoparius	10	.	.	.
Pinus sylvestris juv.	.	1	1	1
Prunus serotina juv.	.	1	.	.
Rubus fruticosus	.	2	.	.
Polytrichum juniperum	.	1	.	.

DB	2015	2016	2017	2018
Gesamtdeckung	50	60	90	85
Phaerogamen	50	60	.	.
Kryptogamen	.	.	< 5	< 5
Artenzahl	10	10	11	6
Arnica montana	**10**	**1**	**1**	**1**
Calluna vulgaris	**4**	**40**	**80**	**80**
V, O				
Genista anglica	2	1	1	.
Genista pilosa	4	.	1	.
Dicranum scoparium	.	.	2	1
D				
Festuca filiformis	20	20	10	1
Potentilla erecta	1	1	2	1
Danthonia decumbens	2	5	1	.
Hieracium laevigatum	1	1	.	.
Carex pilulifera	2	.	.	1
Agrostis capillaris	1	.	.	.
B				
Polytrichum juniperum	.	.	2	.
Cladonia chlorophaea	.	.	4	.
Deschampsia flexuosa	.	1	.	.
Rubus fruticosus	.	2	.	.
Pinus sylvestris juv.	.	1	2	.

DC	2015	2016	2017	2018
Gesamtdeckung	15	25	80	80
Phaerogamen	15	.	.	< 5
Kryptogamen	.	.	.	< 5
Artenzahl	7	6	13	8
Arnica montana	**20**	**4**	**4**	**4**
Calluna vulgaris	**2**	**20**	**70**	**80**
V, O				
Genista anglica	1	1	1	1
Genista pilosa	.	.	1	1
Dicranum scoparium	.	.	4	.
D				
Danthonia decumbens	4	4	4	.
Hieracium laevigatum	1	1	1	.
Festuca filiformis	10	.	1	1
Carex pilulifera	1	.	2	1
Potentilla erecta	.	.	2	.
Pilosella officinarum	.	.	.	4
B				
Deschampsia flexuosa	.	1	4	.
Populus tremula juv.	.	.	1	.
Erica tetralix	.	.	2	.
Polytrichum juniperum	.	.	.	2

DD	2015	2016	2017	2018
Gesamtdeckung	20	30	80	80
Phaerogamen	20	.	.	.
Kryptogamen	.	.	.	.
Artenzahl	8	7	11	8
Arnica montana	**10**	**4**	**4**	**4**
Calluna vulgaris	**1**	**20**	**60**	**80**
V, O				
Genista pilosa	1	.	2	1
Genista anglica	.	.	1	1
Potentilla erecta	4	4	1	.
D				
Danthonia decumbens	4	4	1	.
Hieracium laevigatum	1	1	1	.
Festuca filiformis	.	2	2	1
Carex pilulifera	.	.	2	1
Pilosella officinarum	.	.	2	.
B				
Campanula rotundifolia	1	.	.	.
Rubus fruticosus	1	.	.	.
Deschampsia flexuosa	.	1	1	.
Erica tetralix	.	.	.	1
Populus tremula juv.	.	.	.	1

DE	2015	2016	2017	2018
Gesamtdeckung	<5	15	25	75
Phaerogamen	<5	<5	<5	<5
Kryptogamen	.	.	.	10
Artenzahl	6	9	9	8
Calluna vulgaris	**1**	**20**	**30**	**70**
V, O				
Vaccinium vitis-idaea	1	1	1	4
Genista anglica	1	1	.	3
Genista pilosa	.	.	1	.
D				
Festuca filiformis	.	1	2	4
Hieracium laevigatum	.	1	.	.
Carex pilulifera	.	.	4	1
Pilosella officinarum	.	.	1	.
B				
Betula pendula juv.	1	.	1	.
Populus tremula juv.	1	1	.	.
Quercus robur juv.	1	1	.	.
Filago arvensis	.	1	.	.
Rumex acetosella	.	1	.	.
Rubus fruticosus	.	.	2	.
Deschampsia flexuosa	.	.	2	2
Polytrichum juniperum	.	.	.	10
Pinus sylvestris juv.	.	.	.	2

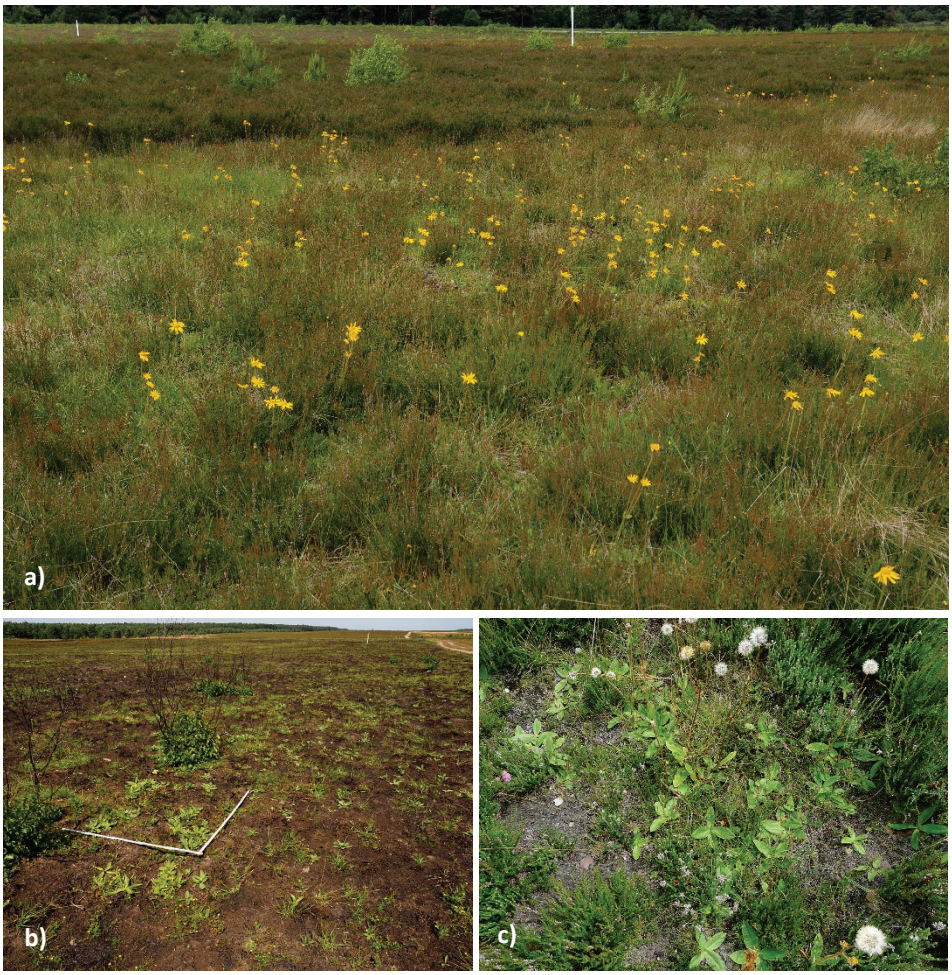

Abb. 5. a) Drei Jahre nach dem Brand (2014) hat sich *Calluna vulgaris* bereits wieder deutlich ausgebreitet (Foto 2017). **b)** Zahlreiche *Arnica montana*-Rosetten im Jahr 2015 nach Bränden in den Jahren 2014 und 2015. **c)** Solange die Lücken zwischen *Calluna vulgaris* groß genug sind, können die Rosetten von *Arnica montana* im kommenden Jahr blühen und fruchten (Fotos: J. Müller).

Fig. 5. a) Three years after fire (2014) *Calluna vulgaris* has spread again significantly (Photo 2017). **b)** Rosettes of *Arnica montana* in 2015 after fire in 2014 and 2015. **c)** As long as the gaps between *Calluna vulgaris* are large enough, the rosettes of *Arnica montana* can bloom and fruit in the following year (Photos: J. Müller).

2014 und 2015 profitierte *A. montana* zunächst. Es wurden 2015 nur Rosetten festgestellt (Abb. 5b), in Dauerfläche DC deckten diese sogar ca. 20 % ab. Aber auch in diesen Flächen sank der Deckungsgrad nach einem Jahr rasch ab, es wurden nur noch 4 % Deckung erreicht. *Calluna vulgaris* breitete sich stark aus und dominerte die Flächen ebenfalls im dritten Jahr der Untersuchung.

Die mittlere Anzahl der Rosetten/m^2 in diesem Bereich betrug 45,2 (max.: 51/m^2, n = 5, Standardabweichung 5,1).

Dauerfläche DE zeigt die Vegetationsentwicklung nach Brand im Jahr 2015 ohne *A. montana*. *Arnica montana* ist in diesem Bereich und auch in einem unmittelbaren Nachbarbereich derzeit nicht vertreten, 2006 wurde hier aber ein Massenbestand fotographisch dokumentiert (Abb. 1). *Calluna vulgaris* erreicht in dieser Dauerfläche nach vier Jahren die Dominanz.

Diskussion

Die Samenbank von *Arnica montana* ist transient (SCHWABE 1990, VERGEER et al. 2005), die Samen sind zur Keimung auf offene Bodenstellen angewiesen. Auf der Schießbahn sind dafür immer wieder offene, abgebrannte Flächen gegeben, die eine Massenentwicklung ermöglichen.

Samen von *A. montana* weisen nach RICHTER & HANSPACH (2013) keine Dormanz auf, erreichen ohne Stratifikation hohe Keimraten und keimen vor allem direkt im Herbst, z. T. aber erst im folgenden Frühjahr. Im ersten Jahr wird nur eine Blattrosette gebildet. Im zweiten Jahr treibt dann der blütentragende Stängel aus. Allerdings ist das Windausbreitungspotential nach STRYKSTRA (1998) als niedrig bis gering einzuschätzen (s. auch TACKENBERG 2001). Windausbreitung wirkt daher nach RICHTER (2014) nur auf derselben Fläche oder auf unmittelbar benachbarten Flächen positiv.

Wenn an die abgebrannten Teilbereiche größere Vorkommen von *A. montana* im Nahbereich angrenzen, ist es möglich, dass sich durch Samenanflug rasch große Bestände bilden können (Dauerflächen DA und DB). *Arnica montana* keimt auf den offenen Böden sofort ohne Samenruhe.

Arnica montana profitiert zusätzlich von spontanen Bränden, wenn von ihr noch zahlreiche Exemplare im Brandjahr vorkommen. Anscheinend wurden durch das erneute Feuer die Rosetten von *A. montana* kaum oder gar nicht geschädigt (Abb. 5b, Dauerflächen DC und DD).

Eine große Rolle für die Populationsentwicklung in den ersten Jahren spielt anschließend die Ausbreitung durch Adventivrosetten in den noch offenen Bereichen (s. Abb. 5b). Nach SCHWABE (1990) können Rosetten entstehen, die zum einem an der Hauptachse durch Erneuerungsknospen angelegt werden, zum anderen über Rhizomverzweigungen einige cm von der Mutterpflanze entfernt. Letztere werden von SCHWABE (1990) Adventivrosetten genannt. Gerade nach Brand kann *A. montana* große Bestände durch diese beiden Formen der Rosettenbildung ausbilden.

Auf den Flächen, die 2011 bzw. 2012 gebrannt hatten, d. h. drei bzw. zwei Jahre nach dem Brand, wurden sowohl Rosettenstadien als auch blühende und fruktifizierende Exemplare gefunden. In den Dauerflächen wurden ebenfalls alle drei Stadien zwei bis vier Jahre nach Brand festgestellt.

Die optimale Entwicklung von Massenbeständen von *A. montana* auf den Brandflächen, die nach zwei bis drei Jahren auf ein Brandereignis folgen kann, ist in den unmittelbar darauffolgenden Jahren dann vorüber, das Heidekraut *Calluna vulgaris* dominiert in der Regel wieder. Solange offene Lücken zwischen *C. vulgaris* groß genug sind (MÜLLER et al. 1997), können die *Arnica*-Rosetten im kommenden Jahr blühen (Abb. 5c).

Calluna vulgaris kann sich durch kräftigen Stockausschlag rasch regenerieren (FOTTNER et al. 2004). Noch wichtiger aber ist, dass *Calluna*-Keimlinge (Rohbodenkeimer) schon im zweiten und dritten Jahr nach Brand dichte Bestände auf den Brandflächen bilden können

(MÜLLER et al. 1997, FOTTNER et al. 2004). Kontrolliert gebrannte Flächen zeigen eine kurzfristige, gute vegetative und generative Verjüngung von *C. vulgaris*. Das Heidekraut schafft es daher in sehr kurzer Zeit, hohe Deckungsgrade zu erreichen und dichte Bestände zu bilden. *Arnica* wird dabei offensichtlich rasch wieder verdrängt. Über eine sehr gute Entwicklung von *A. montana* und gleichzeitiger Regeneration von *C. vulgaris* zwei Jahre nach Brand berichten FRANKARD & DAHMEN (2017) für Heiden auf dem Truppenübungsplatz Elsenborn in der Wallonie.

Einzelne Exemplare von *A. montana* überleben in der Optimalphase der Heide, wie eine Vegetationsaufnahme für das Brandjahr 2008 zeigt. Möglicherweise werden einzelne Vorkommen von *A. montana* in der Optimal- und Degenerationsphase der Heide auf der Schießbahn auch durch das Vorkommen des Rotwildes ermöglicht (lückige Strukturen durch Beweidung oder Tritt).

Alle gemessenen pH-Werte (s. Anhang E2) liegen im Aluminium-Pufferbereich (pH < 4,2), der für *A. montana* nicht mehr günstig ist (DE GRAAF et al. 1997), wahrscheinlich profitieren die Pflanzen jedoch kurzfristig nach Brand durch ein höheres Angebot an Kalium, Magnesium und auch Calcium (s. Abb. 4). Tatsächlich nehmen Kalium- und Magnesiumgehalte in den Jahren nach dem Brand ab (Anhang E2). Das Brandjahr, K- und Mg-Gehalte haben einen signifikanten Einfluss auf die Artenkombination (Abb. 4), für Calcium war der Einfluss allerdings nicht signifikant. Auch für die Dauerflächen wurden 2015 höhere Kalium- und Magnesiumwerte gemessen (Anhang E2). In Flächen, die nicht oder seit langer Zeit nicht gebrannt wurden, akkumulieren sich zudem die Nährstoffe (NIEMEYER et al. 2005), was anhand der gemessenen C/N-Verhältnisse aber nicht deutlich wird. Allerdings weisen die Referenzflächen im Vergleich zu allen gebrannten Flächen die höchsten Zeigerwerte für Stickstoff auf.

Negative Auswirkungen durch Stickstoff-Immissionen sind in der Vegetation auf der Schießbahn auf den Brandflächen bislang nicht auszumachen. Untersuchungen von NIEMEYER et al. (2005) zeigen allerdings, dass die derzeit allgemein wirkenden atmosphärischen Stickstoffdepositionen durch Brand im Winter mit geringer Temperatur mit einem Brandzyklus von 10 Jahren nicht kompensiert werden können. Da der Brandzyklus in Unterlüß, mit Ausnahme einiger randlich liegender Flächen, deutlich weniger als 10 Jahre beträgt, kann die N-Deposition, auch in Anbetracht der Vegetation (keine Nährstoffzeiger!) vernachlässigt werden. Entscheidend ist hier der N-Austrag durch die wiederkehrenden Brände. Für das Vorkommen der „düngerfeindlichen“ Art *A. montana* (OBERDORFER 2001) ist der Brand – wie früher das Plaggen – eine wichtige Voraussetzung.

Da es großflächige *Calluna*-Heiden mit großen Vorkommen von *A. montana* heute kaum noch gibt, ist es wichtig, diese durch ein mosaikartiges Feuermanagement auf nicht zu kleinen Teilflächen zu erhalten. Eine detaillierte Zählung der Populationsgröße auf der Schießbahn ergab Mitte Juni 2020 annähernd 1 Million Pflanzen (ca. 982.500, 51 % blühende, 49 % vegetative Pflanzen). Diese „außergewöhnlich hohe Zahl“ (Forstverwaltung Rheinmetall, mdl. Mitt.) hängt sicherlich mit ausgedehnten Brandflächen der letzten Jahre zusammen.

Besonders wichtig ist, dass kontinuierlich Teilflächen vorhanden sind, die erst vor zwei oder drei Jahren abgebrannt wurden. Es sind daher möglichst jährlich Teilflächen abzubrennen, um offene und lückige Stellen für die Ansiedlung von *A. montana* zu schaffen. Wichtig ist zudem, dass die Humusauflage komplett verbrennt. Durch den Brand werden offene Flächen für die Lichtarten und Rohbodenkeimer geschaffen.

Wenn man *A. montana* fördern will, sollte man die Heiden bei Erreichen der Dominanz von *C. vulgaris*, spätestens aber nach sechs Jahren wieder abbrennen. Flächen, die an größere *Arnica*-(Massen-)Vorkommen angrenzen, sollten dabei bevorzugt abgebrannt werden.

Untersuchungen von MÜLLER et al. (1997) zeigen zudem, dass viele andere, konkurrenzempfindliche Arten wie die Echte Bärentraube (*Arctostaphylos uva-ursi*), die Niedrige Schwarzwurzel (*Scorzonera humilis*) oder der Zypressen-Flachbärlapp (*Diphasium tristachyum*) durch Brand in Heideflächen profitieren können. Auf der Schießbahn der Firma Rheinmetall kommen u. a. Schwarzwurzel (*Scozonera humilis*) und Quendel-Seide (*Cuscuta epithymum*) vor. Letztere wurde auch in den Aufnahmeflächen notiert. Generell wird von NATURAL ENGLAND (2007) vorgeschlagen, Heiden abzubrennen, wenn die Heidepflanzen 30 cm Höhe erreicht haben.

Aus anderen naturschutzfachlichen Gründen (z. B. Strukturvielfalt, Nistmöglichkeiten, Überwinterung usw.) sollten in Heidegebieten auch Alters- bzw. Degenerationsstadien vorhanden sein, NATURAL ENGLAND (2007) schlägt 10 % oder mehr vor. Die Heiden der Schießbahn sind so weitläufig, dass sich an den Rändern zu den Wald- und Forstbereichen genügend Bereiche finden, die diesen Heidestadien zuzuordnen sind (s. Referenzflächen in Beilage S1) bzw. sich zu solchen Stadien entwickeln und diese zusätzlichen naturschutzfachlichen Funktionen erfüllen.

Größere Bestände von *A. montana* gibt es im nordwestdeutschen Tiefland noch auf Truppenübungsplätzen (MÜLLER et al. 1997). Die Bestände dort profitieren von sporadischen Bränden und Bodenverwundungen. Um seltene Pflanzenarten zu fördern, ist kontrolliertes Brennen auf diesen Flächen sicherlich die geeignete Maßnahme.

FRANKARD & DAHMEN (2017) berichten für *Calluna*-Heiden und Borstgrasrasen von sehr guten Erfolgen der Entwicklung von *A. montana* nach kontrolliertem Brand für den Truppenübungsplatz Elsenborn in der Wallonie. Geeignete Managementmaßnahmen für *A. montana* in Borstgrasrasen sind in STANIK et al. (2018) zusammengestellt. Besonders interessant sind die Ergebnisse von FRANKARD (2014) bzw. FRANKARD & DAHMEN (2017), dass kontrollierter Brand auch für Borstgrasrasen eine geeignete und günstige, alternative Pflegemaßnahme sein kann, um *A. montana* zu fördern.

Die Erfolgsrate bei Wiedereinbürgerungsversuchen von *A. montana* in Nordwestdeutschland in *Calluna*-Heiden und Borstgrasrasen war sehr gering (DIEKMANN 2015, DIEKMANN et al. 2016), sowohl bei Verwendung vieler Samen oder der Ausbringung einer großen Zahl von Jungpflanzen. Nach DIEKMANN (2015) sind geeignete Bedingungen für diese Arten in der eutrophierten Landschaft vermutlich kaum mehr gegeben, obwohl die bodenchemischen Parameter von Spender- und Wiederansiedlungsflächen sich nur wenig unterschieden. Angenommen wird auch, dass die Populationen eine negative Wachstumsrate aufweisen. Geeignete Biotoptypen weisen oft nur noch geringe Flächengrößen auf, so dass Ausbreitungsmöglichkeiten sehr limitiert sind. Ohne begleitende Renaturierung wird eine Wiederansiedlung von *Arnica* nicht empfohlen (DIEKMANN 2015). Für den collinen und montanen Bereich konnten MAURICE et al. (2012) diese Vermutungen in *Nardetalia*-Gesellschaften bereits bestätigen. Kleine Populationsgrößen von *A. montana* sind nicht nur das Ergebnis von kleinen, fragmentierten Lebensräumen, ein wesentlicher Grund ist auch die geringe Habitatqualität. Besonders negativ schlagen Nährstoffeinträge zu Buche.

Handlungsempfehlungen für die in situ-Vermehrung von *A. montana* finden sich in BLACHNIK & SALLER (2015). STANIK et al. (2018) berichten über die Ausbringung von *Arnica*-Pflanzen durch Auspflanzen von angezogenen Jungpflanzen bzw. die direkte Aussaat.

In Anbetracht der berichteten Probleme bei der Wiedereinbürgerung von *A. montana* in ehemalige Standorte ist die natürliche und überaus erfolgreiche Verjüngung auf den periodisch gebrannten *Calluna*-Heiden in Unterlüß hervorzuheben.

Es ist geplant, die Untersuchungen unter Verwendung einer systematischen Stichprobe in den nächsten Jahren weiterzuführen (s. ELZINGA et al. 2001), um die zeitliche Veränderung der Wuchsbereiche von *A. montana* auf der Schießbahn und die Populationsdynamik im Laufe der Jahre im Zusammenhang mit dem Feuermanagement zu dokumentieren und genauer zu analysieren.

Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei Andreas Suchopar, AG Vegetationsökologie/Prof. Dr. Diekmann, FB 2 Universität Bremen für die bodenkundlichen Laboruntersuchungen. B. Wittig und J. Müller danken der Fa. Rheinmetall für die Betretungserlaubnis während der Schießpausen. Ebenfalls bedanken wir uns herzlich bei der Associate-Editorin Brigitta Erschbamer, bei Simone Schneider und einer anonymen Gutachterin für wertvolle Hinweise zur Überarbeitung des Manuskripts.

Beiträge der Autorinnen/Autoren zum Manuskript

Vegetationsaufnahmen 2014 wurden von B. Wittig erhoben, die Dauerflächen wurden von allen Autoren zusammen aufgenommen. B. Wittig wertete die Daten aus. Alle Autoren diskutierten die Ergebnisse und brachten sich durch kritische Anmerkungen ein. Das Manuskript wurde von B. Wittig verfasst und von den Autoren ergänzt und diskutiert. R. Quast beschrieb die Nutzungshistorie und das Feuermanagement. Alle Autoren stimmten einer Veröffentlichung zu.

Beilagen und Anhänge

Beilage S1. Vegetationstabelle von *Calluna*-Heiden auf dem Schießplatz Unterlüß aus dem Jahr 2014.

Supplement S1. Vegetation table of *Calluna*-heathlands on the firing range Unterlüß from 2014.

Zusätzliche unterstützende Information ist in der Online-Version dieses Artikels zu finden.

Additional supporting information may be found in the online version of this article.

Anhang E1. Stetigkeitstabelle von Heidebeständen auf dem Schießplatz Unterlüß aus dem Jahr 2014, nach unterschiedlichen Brandjahren zusammengestellt.

Supplement E1. Constancy table of heathlands on the firing range Unterlüß from 2014, listed by the year of fire.

Anhang E2. Gemessene Bodenparameter und mittlere gewichtete Ellenberg-Zeigerwerte für die Vegetationsaufnahmen aus Tabelle 1 und gemessene Bodenparameter der Dauerflächen (DA bis DE).

Supplement E2. Soil variables and weighted mean Ellenberg values for the relevés of Tab. 1 and soil variables of the permament plots (DA to DE).

Anhang E3. UTM-Zonenkoordinaten der Dauerflächen (DA bis DE).

Supplement E3. UTM zone coordinates of the permanent plots (DA to DE).

Literatur

BAUMGARTEN, D. (2015): Die Schmetterlingsfauna des Schießplatzes Rheinmetall (Landkreis Uelzen und Celle, Niedersachsen) – Ergebnisse der Untersuchungen von 2002 bis 2014. – Braunschw. Naturk. Schr. 13: 1–56.

BLACHNIK, T. & SALLER, R. (2015): In situ-Vermehrung von *Arnica montana* – Ergebnisse und Handlungsempfehlungen für die Artenschutz-Praxis. – Anliegen Natur 37 (19): 31–41.

DE GRAAF, M.C.C., BOBBINK, R., VERBEEK, P.J.M. & ROELOFS, J.G.M. (1997): Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. – Water Air Soil Pollut. 98: 229–239.

DIEKMANN, M. (2015): DBU-Abschlussbericht AZ 28331: Die Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten in naturnahen Lebensgemeinschaften – Entwicklung eines Handlungsleitfaden. 110 pp. (unveröffentlichter Bericht).

DIEKMANN, M. (Ed.) (2016): Leitfaden zur Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten als Naturschutzmaßnahme. – Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück: 1–50.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. – Ulmer, Stuttgart: 683 pp.

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 1–258.

ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1334 pp.

ELLWANGER, G. & REITER, K. (2019): Nature conservation on decommissioned military training areas – German approaches and experiences. – J. Nat. Conserv. 49: 1–8.

ELZINGA, C.L., SALZER, D.W., WILLOUGHBY, J.W. & GIBBS, J.P. (2001): Monitoring plant and animal populations. – Blackwell Science, Malden: 360 pp.

FOTTNER, S., NIEMEYER, T., SIEBER, M. & HÄRDLE, W. (2004): Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden. – NNA-Berichte 2004 (2): 126–136.

FRANKARD, P. (2014): Les nardaies montagnardes a *Meum athamanticum* du plateau de'Elsenborn (est de la Belgique). Evolution spontanee depuis le' arret des pratiques agropastorales. Impact de la gestion conservatoire par la fauche ou la mise a feu controlee Montane Borstgrasrasen mit Meum athamanticum auf der Hochebene vom Elsenborn (Ostbelgien) (Spontane Entwicklung seit Ende der Weidewirtschaft. Auswirkungen des Schutzmanagements durch Mähen oder kontrolliertes Brennen) [in Französisch]. – Lejeunia 192: 1–30.

FRANKARD, P. & DAHMEN, R. (2017): Les landes sèches et nardaies. Bilan de 25 ans de restauration et de gestion en Wallonie (Trockene Heiden und Borstgrasrasen. Rückblick auf 25 Jahre Restaurierung und Management in Wallonien) [in Französisch]. – Forêt.Nat. 142: 27–36.

GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fass. Stand 1.3.2004. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 24: 1–76.

GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 43: 1–507.

GRÜNTJENS, T. (1996): Die Situation des Birkhuhns im Revier der Forstverwaltung der Rheinmetall Industrie AG in Unterlüß. – NNA-Berichte 1/1996: 56–58.

KAISER, T., BEECKEN, A. & BRÜNN, S. (1997): Vegetation. – In: CORDES, H., KAISER, T., LÜTKEPOHL, M. & PRÜTER, J. (Eds.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide -Geschichte, Ökologie, Naturschutz: 163–178. Verlag H.M. Hauschildt, Bremen.

KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Untersuchungen zu Schutzmöglichkeiten von Arnika (*Arnica montana* L.) durch Pflegemaßnahmen. – Jahrbuch Naturschutz in Hessen 3: 225–232.

LANDKREIS UELZEN (2012): Landschaftsrahmenplan. – URL.: https://www.landkreis-uelzen.de/home/global/container-seite/Landschaftsrahmenplan.aspx [Zugriff am 12.08.2019].

LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. – Springer, Berlin: 221 pp.

LUDWIG, G., MAY, R. & OTTO, C. (2007): Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen – vorläufige Liste. – BfN-Skripten 220: 1–102.

MARDARI, C, BÎRSAN, C., ŞTEFANACHE C., ȘCHIOPU, R., GRIGORAȘ, V., TIBERIUS, B., DĂNILĂ, D. & TĂNASE, C. (2019): Population structure and habitat characteristics of *Arnica montana* L. in the NE Carpathians (Romania). – Tuexenia 39: 401–421.

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.

METZING, D., HOFBAUER, N., LUDWIG, G. & MATZKE-HAJEK, G. (Eds.) (2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 7: Pflanzen. –Naturschutz Biolog. Vielfalt 70: 13–784.

MÜLLER, J., VAGTS, I. & FRESE, E. (1997): Pflanzliche Regenerationsstrategien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen Calluna-Heiden nach Brand. – NNA-Berichte 10: 87–104.

NATURAL ENGLAND (2007): The heather and grass burning code. – Defra Publications. London: 25 pp.

NIEMEYER, T., NIEMEYER, M., MOHAMED, A., FOTTNER, S. & HÄRDTLE, W. (2005): Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorous. – Appl. Veg. Sci. 8: 183–192.

OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – Ulmer, Stuttgart: 1051 pp.

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

PREISING, E., VAHLE, H.-C. & TÜXEN, J. (2012): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Einführung/ Heide-, Moor- und Quellgesellschaften. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. 20 (3): 1–104.

R CORE TEAM (2017): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. – URL: https://www.R-project.org/.

RHEINMETALL (2012): Fojana – ein Stück Natur: 31 pp. (unveröffentlichte Broschüre)

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

RICHTER, F. & HANSBACH, D. (2013): Zur aktuellen Situation von *Arnica montana* in der Oberlausitz. – Ber. Naturforsch. Ges. Oberlausitz 21: 31–42.

SCHWABE, A. (1990): Syndynamische Prozesse in Borstgrasrasen: Reaktionsmuster von Brachen nach erneuter Rinderbeweidung und Lebensrhythmus von *Arnica montana* L. – Carolinea: Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 48: 45–68.

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

STRYKSTRA, R.J., PEGTEL, D.M. & BERGSMA, A. (1998): Dispersal distance and achene quality of the rare anemochorous species *Arnica montana* L. implications for conservation. – Acta Bot. Ned. 47: 45–56.

SUCHOPAR, A. (2014): Arbeitsanweisungen für Bodenanalysen. – AG Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie, Universität Bremen, Bremen, unveröffentlicht.

TACKENBERG, O. (2001): Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. – Modellierung des Windausbreitungspotentials und regelbasierte Ableitung des Fernausbreitungspotentials. – Dissertation, Philipps-Universität Marburg: 132 pp.

THE PLANT LIST (2013): Version 1.1. – URL: http://www.theplantlist.org [Zugriff am 13.08.2019].

VERGEER, P., VAN DEN BERG, L.J.L., ROELOFS, J.G.M. & OUBORG, N.J. (2005): Single-family versus multi-family introductions. – Plant Ecol. 7: 505–515.

WARREN, S.D., HOLBROOK, S.W., DALE, D.A., WHELAN, N.L., ELYN, M., GRIMM, W. & JENTSCH, A. (2007): Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands. – Restor. Ecol. 15: 606–612.

Wittig et. al.: *Arnica montana* in *Calluna* -Heiden auf dem Schießplatz Unterlüß (Niedersachsen)

Beilage S1. Vegetationstabelle von *Calluna* -Heiden auf dem Schießplatz Unterlüß aus dem Jahr 2014, soziologisch geordnet, Aufnahmen nach Braun-Blanquet, Skala von Reichelt und Wilmanns 1973 (DIERSCHKE 1994). Brandjahre 13 (2013), 12 (2012), 11 (2011), 10 (2010), 08 (2008), 0 = Referenzfläche ohne Brand, S = absolute Stetigkeit.

Supplement S1. Vegetation table of Calluna-heathlands on the firing range Unterlüß from 2014, arranged sociologically, cover values with the extended Braun-Blanquet scala by Reichelt und Wilmanns 1973 (DIERSCHKE 1994). Years of fire: 13 (2013), 12 (2012), 11 (2011), 10 (2010), 08 (2008), 0 = reference plots without fire, S = abolute constancy.

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	
Aufnahme	e12	a11	b11	c11	d11	e11	b10	e10	d8	a13	b13	c13	d13	e13	a12	b12	c12	d12	f12	g12	a10	c10	d10	a8	b8	c8	e8	a0	b0	c0	d0	e0	S
Brandjahre	2012	2011	2011	2011	2011	2011	2010	2010	2008	2013	2013	2013	2013	2013	2012	2012	2012	2012	2012	2012	2010	2010	2010	2008	2008	2008	2008	-	-	-	-	-	
Jahre seit Brand	2	3	3	3	3	3	4	4	6	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	4	4	4	6	6	6	6	-	-	-	-	-	
Gesamtdeckung	55	80	80	80	70	80	70	70	80	70	65	90	80	90	80	70	95	60	50	70	60	55	60	85	85	95	85	80	85	80	90	80	
Deckung Gefäßpfl.	30	75	80	80	60	80	70	70	70	70	60	90	75	90	75	70	95	60	50	70	60	50	60	80	85	95	70	50	70	25	90	70	
Deckung Kryptog.	30	<5	15	20	10	5	10	25	45	15	20	<5	30	-	25	<5	5	5	10	5	<5	10	25	25	40	25	45	40	50	40	20	25	
Höhe	30	30	35	40	40	40	40	30	40	10	20	10	15	60	30	15	35	30	15	15	40	35	25	45	40	40	45	50	45	20	50	45	
Artenzahl	7	13	13	13	10	13	5	7	9	13	16	16	14	12	12	4	11	10	15	11	4	5	6	6	6	7	11	11	8	10	9	11	
Arnica montana	**.**	**2a**	**1**	**2a**	**2a**	**1**	**.**	**.**	**r**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**2b**	**2a**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**.**	**8**
Calluna vulgaris	**3**	**4**	**5**	**4**	**4**	**4**	**4**	**4**	**4**	**3**	**3**	**4**	**3**	**2b**	**4**	**4**	**4**	**3**	**3**	**4**	**4**	**3**	**4**	**5**	**5**	**5**	**4**	**3**	**2b**	**.**	**.**	**.**	**29**
Differentialarten für *Genistion pilosae* und der *Vaccinio-Genistetalia* / Differential species of *Genistion pilosae* and *Vaccinio-Genistetalia*																																	
Hypnum jutlandicum	.	.	+	2a	.	2a	2a	2b	.	.	.	.	3	.	.	.	.	2m	2a	.	.	2a	2b	2b	3	1	.	.	.	.	.	2a	14
Pleurozium schreberi	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	2a	.	3	3	2b	2b	2b	10
Genista pilosa	.	.	+	1	.	+	.	.	+	.	.	.	+	1	1	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	9
Genista anglica	.	+	.	.	+	r	.	.	.	1	1	1	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8
Polytrichastrum formosum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	r	1	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	6
Dicranum scoparium	.	.	.	.	+	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	1	2b	2b	.	.	6
Ptilidium ciliare	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4
Cuscuta epithymum	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Differentialarten der *Cladonia* -Subassoziation bzw. Variante / Differential species of the *Cladonia* subassociation and variant																																	
Cladonia fimbriata	.	1	2m	2m	1	1	.	+	1	.	.	r	.	.	+	.	.	.	+	2m	+	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	14
Placynthiella uliginosa	3	.	2a	2a	2a	2a	2a	2a	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	9
Cladonia gracilis	.	1	2m	.	.	1	.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	8
Polytrichum juniperum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
Cladonia uncialis	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	3
Cladonia coccifera	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Cladonia glauca	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Hypogymnia physodes	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1
Differentialarten der Subassoziation bzw. Variante von *Danthonia decumbens* /Differential species for the subassociation and variant of *Danthonia decumbens*																																	
Festuca filiformis	.	1	+	.	1	+	.	.	+	3	2b	2a	3	2a	2a	r	2b	+	2a	2a	2a	.	2a	2m	2m	1	.	.	.	.	.	.	21
Potentilla erecta	.	+	+	+	+	1	.	.	1	.	+	+	1	1	.	.	+	+	+	+	.	.	.	1	+	+	+	1	.	.	2a	2a	21
Carex pilulifera	.	+	.	1	.	r	+	.	+	r	1	.	1	.	r	r	1	1	2m	2a	.	1	+	.	.	.	.	2a	1	2b	.	1	20
Danthonia decumbens	+	+	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	2a	.	+	.	.	1	2a	+	.	.	.	+	+	.	.	1	.	1	.	+	14
Galium saxatile	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	1	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2a	2a	2b	2a	2b	10
Agrostis capillaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	2b	1	3	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	8
Luzula campestris	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	1	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	6
Pilosella officinarum	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	r	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4
Differentialarten der Degenerationsphase von *Deschampsia flexuosa* / Differential species of the degeneration phase of *Deschampsia flexuosa*																																	
Deschampsia flexuosa	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	3	3	4	2b	3	10
Rubus fruticosus agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	2a	.	4
Calamagrostis epigejos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	2b	4
Begleiter / Companion species																																	
Betula pendula juv.	.	.	+	.	.	.	2a	1	.	.	2a	r	.	1	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	1	.	r	2a	.	1	11
Molinia caerulea	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	2a	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	+	.	8
Pinus sylvestris juv.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	r	.	+	.	.	6
Hypochaeris radicata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	1	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4
Erica tetralix	.	2b	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4
Ceratodon purpureus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	2m	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
Hypericum perforatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
Hieracium umbellatum	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	3
Salix repens	.	.	.	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Ornithopus perpusillus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Holcus lanatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Populus tremula juv.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	2
Prunus serotina juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Knautia arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Linaria vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Plantago lanceolata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Solidago virgaurea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Viola canina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Plagiothecium denticulatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Epilobium angustifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	1
Rubus idaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1

Anhang E1. Stetigkeitstabelle von Heidebeständen auf dem Schießplatz Unterlüß aus dem Jahr 2014, nach unterschiedlichen Brandjahren zusammengestellt. R = Referenzflächen.

Supplement E1. Constancy table of heathlands on the firing range Unterlüß from 2014, listed by the year of fire. R = reference plots without fire.

Brandjahr/Year of fire	2013	2012	2011	2010	2008	R
Jahre seit Brand	1	2	3	4	6	-
Anzahl Vegetationsaufnahmen	5	7	5	5	5	5
Mittlere Artenzahl	14,2	10	12,4	5,4	7,8	9,8
Arnica montana	**.**	**II**	**5**	**.**	**1**	**.**
Calluna vulgaris	**5**	**V**	**5**	**5**	**5**	**2**
Differentialarten des *Genistion pilosae* und der *Vaccinio-Genistetalia*						
Differential species of *Genistion pilosae* and *Vaccinio-Genistetalia*						
Hypnum jutlandicum	1	II	3	4	3	1
Pleurozium schreberi	2	.	.	2	1	5
Genista pilosa	2	III	3	.	1	.
Genista anglica	3	I	3	.	.	.
Polytrichastrum formosum	3	I	.	.	.	2
Dicranum scoparium	.	.	1	2	.	3
Ptilidium ciliare	1	III	.	.	.	.
Cuscuta epithymum	.	.	1	.	.	.
Differentialarten der *Cladonia* -Subassoziation						
Differential species of the *Cladonia* subassociation						
Cladonia fimbriata	1	III	5	2	2	1
Placynthiella uliginosa	1	II	4	2	.	.
Cladonia gracilis	1	.	3	3	1	.
Polytrichum juniperum	1	II	.	.	.	.
Cladonia uncialis	.	I	.	.	2	.
Cladonia glauca	.	I	.	.	1	.
Cladonia coccifera	.	.	2	.	.	.
Hypogymnia physodes	.	.	.	.	1	.
Differentialarten der Subassoziation von *Danthonia decumbens*						
Differential species for the subassociation of *Danthonia decumbens*						
Festuca filiformis	5	V	4	2	4	.
Potentilla erecta	4	III	5	.	5	3
Carex pilulifera	3	V	3	3	1	4
Danthonia decumbens	1	IV	3	.	2	3
Galium saxatile	3	I	.	.	1	5
Agrostis capillaris	5	III	.	.	1	.
Luzula campestris	2	III	1	.	1	.
Pilosella officinarum	3	.	1	.	.	.
Differentialarten der Degenerationsphase von *Deschampsia flexuosa*						
Differential species of the degeneration phase of *Deschampsia flexuosa*						
Deschampsia flexuosa	1	I	2	.	1	5
Rubus fruticosus agg.	1	.	.	.	.	3
Calamagrostis epigejos	1	I	.	.	.	2
Begleiter / Companion species						
Betula pendula juv.	3	I	1	2	1	3
Molinia caerulea	.	III	1	.	1	2
Pinus sylvestris juv.	.	I	1	.	2	2
Hypochaeris radicata	3	I	.	.	.	.
Erica tetralix	.	II	2	.	.	.
Ceratodon purpureus	1	II	.	.	.	.
Hypericum perforatum	3	.	.	.	.	.
Hieracium umbellatum	1	.	1	.	1	.
Salix repens	1	.	1	.	.	.
Ornithopus perpusillus	2	.	.	.	.	.
Holcus lanatus	1	I	.	.	.	.
Populus tremula	.	.	1	.	.	1
Prunus serotina juv.	1	.	.	.	.	.
Knautia arvensis	1	.	.	.	.	.
Linaria vulgaris	1	.	.	.	.	.
Plantago lanceolata	1	.	.	.	.	.
Solidago virgaurea	1	.	.	.	.	.
Viola canina	1	.	.	.	.	.
Plagiothecium denticulatum	.	I	.	.	.	.
Epilobium angustifolium	.	.	.	.	.	1
Rubus idaeus	.	.	.	.	.	1

Anhang E2. Gemessene Bodenparameter und mittlere gewichtete Ellenberg-Zeigerwerte für die Vegetationsaufnahmen aus Tab. 1 und gemessene Bodenparameter der Dauerflächen (DA bis DE). gL: gewichtete Lichtzahl, gF: gewichtete Feuchtezahl, gR: gewichtete Reaktionszahll, gN: gewichtete Stickstoffzahl.

Supplement E2. Soil variables and weighted mean Ellenberg values for the relevés of Tab. 1 and soil variables of the permament plots (DA to DE). gL: weighted light value, gF: weighted moisture value, gR: weighted soil reaction value, gN: weighted soil nitrogen value.

Aufnahme	P (mg/100g)	Mg (mg/100g)	Ca (mg/100g)	K (mg/100/g)	C/N	pH	gL	gF	gR	gN
a8	0,32	1,20	7,85	4,03	21,91	3,61	7,70	2,40	1,30	1,10
b8	0,45	1,39	10,13	7,12	25,07	3,45	7,70	2,30	1,40	1,10
c8	0,4	0,96	8,74	4,59	26,59	3,64	7,70	3,80	1,20	1,00
d8	0,54	2,54	14,36	5,40	24,03	3,49	7,80	5,00	1,20	1,10
e8	0,38	1,65	13,44	3,81	27,04	3,60	7,80	4,60	1,30	1,30
a10	0,44	2,07	7,66	7,49	22,34	3,51	7,80	4,10	1,30	1,10
b10	0,41	2,30	8,61	6,43	21,74	3,64	7,70	2,30	1,20	1,00
c10	0,33	1,13	3,44	5,59	23,41	3,5	7,30	3,30	1,60	1,20
d10	0,29	2,44	14,69	5,27	24,06	3,47	7,50	3,10	1,50	1,20
e10	0,46	1,78	7,35	7,92	26,13	3,69	7,40	2,70	1,60	1,00
a11	0,64	3,49	13,41	12,57	30,50	3,29	7,90	6,50	1,40	1,40
b11	0,54	3,05	13,84	9,72	34,29	3,14	7,90	4,60	1,40	1,10
c11	0,44	1,59	6,82	8,78	17,77	3,34	7,80	5,20	1,60	1,30
d11	0,5	1,83	5,76	8,86	30,13	3,28	7,90	4,60	1,60	1,20
e11	0,4	1,55	5,57	8,26	27,74	3,27	7,70	3,30	1,40	1,10
a12	0,89	2,19	7,16	9,44	25,49	3,36	7,70	3,80	1,60	1,20
b12	0,65	1,84	7,35	8,87	25,03	3,51	8,00	4,50	1,00	1,00
c12	0,88	4,38	11,98	6,46	25,05	3,46	7,30	3,80	1,70	1,80
d12	0,4	1,64	6,69	6,41	22,58	3,39	7,60	5,00	1,50	1,30
e12	0,86	2,97	13,01	10,83	25,38	3,36	8,00	5,00	1,10	1,00
a13	0,67	2,77	14,09	9,08	20,59	3,29	7,30	4,10	2,10	1,70
b13	0,44	2,79	13,32	7,55	26,12	3,16	7,10	4,70	2,00	1,70
c13	0,44	2,65	12,32	7,24	28,69	3,21	7,60	4,10	2,10	1,90
d13	0,55	2,55	9,88	8,89	13,56	4,06	7,20	3,40	2,20	1,80
e13	0,29	1,97	7,47	7,00	27,68	2,95	7,10	4,10	2,90	3,70
a0	0,29	1,25	9,55	4,06	23,99	4,00	6,60	4,50	1,90	2,20
b0	0,44	0,55	5,15	2,99	24,73	3,30	6,30	4,30	2,40	2,80
c0	0,44	0,89	7,67	2,29	25,56	3,32	6,10	4,60	2,60	3,10
d0	0,32	0,92	8,55	2,49	20,26	3,77	6,50	4,60	2,50	4,00
e0	0,55	1,13	7,90	2,60	21,15	3,32	6,40	4,10	2,00	3,60
f12	0,38	0,67	6,57	3,97	22,48	3,66	7,60	4,50	2,20	1,70
g12	0,39	1,25	8,39	4,49	26,26	3,57	7,60	5,00	1,80	1,50
DA	0,69	13,13	-	8,57	24,50	-				
DB	0,27	8,25	-	5,40	24,78	-				
DC	1,05	10,65	-	9,84	30,80	-				
DD	0,98	9,72	.-	10,53	26,97	-				
DE	1,60	11,58	-	15,47	27,64	-				

Anhang E3. UTM-Zonenkoordinaten der Dauerflächen (DA bis DE).

Supplement E3. UTM zone coordinates of the permanent plots (DA to DE).

UTM-Koordinaten	DA	DB	DC	DD	DE
x-Koordinate	32586160	32586143	32586300	32586310	32586295
y-Koordinate	5862168	5862177	5862471	5862467	5859126

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: NS_40

Autor(en)/Author(s): Wittig Burghard, Müller Josef, Quast Rüdiger, Miehlich Hermann

Artikel/Article: Arnica montana in Calluna-Heiden auf dem Schießplatz Unterlüß (Niedersachsen) Arnica montana in Calluna vulgaris-heathlands on the firing range Unterlüß (Lower Saxony) 131-146