

Die Arnika (*Arnica montana* L.): Erfahrungen und vorläufige Ergebnisse aus Praxis und Forschung zu Rückgang, Hilfsmaßnahmen und Managementperspektiven für eine Verantwortungsart unseres Berggrünlandes

Nils Stanik, Verena Hollmann, Ansgar Hoppe, Ilona Leyer, Gert Rosenthal, Winfried Türk & Jörg Weise

Einleitung

Die Arnika, auch Bergwohlverleih genannt, genießt weithin Bekanntheit als Heilpflanze und als charakteristische Art nährstoffarmer Grünlandgesellschaften. Entsprechende Vegetationstypen in den Alpen- und Mittelgebirgsregionen mit saurem bzw. basenarmem Grundgestein bilden aktuell ihre Kernhabitats in der Landschaft. Ihr starker Rückgang in den letzten Jahrzehnten ist dabei eng an den Rückgang dieser Gesellschaften gebunden. Die Art kann somit als markante Stellvertreterart herangezogen werden, die insgesamt die Gefährdung und den Rückgang ihrer pflanzensoziologischen Hauptvorkommen, der Borstgrasrasen (*Nardetalia*) und Zwergstrauchheiden (*Vaccinio-Genistalia*), anzeigt.

Die Bekanntheit und Nutzung von Arnika als Heilpflanze begann spätestens ab dem 17. Jahrhundert (ENNET & REUTER 2004) und lässt sich beispielhaft durch das Zitat von MOENCH (1787) zur Landschaft des Kaufunger Waldes verdeutlichen: „Von Oberkaufungen auf Helsa zu wird das Thal schmaler. Gute Wiesen, aber wenig Ackerland bedecken diese angenehme Gegend. In denen Wiesen an der Anhöhe vor dem Kaufunger Forst, links nach Hilsa [= Helsa] zu, läßt sich die Wolverlei (*Arnica montana*) zum erstenmal sehen. Von da an bis nach dem Meißner zu wächst sie immer häufiger. Sie muß dem Vieh, in Menge genossen, keine übele Folgen verursachen. Ochsen und Kühe fressen sie ebenso gut wie andere Futterkräuter. Es ist bekannt, daß sie als Medizin sehr wirkend ist, aber auch in der Anwendung Vorsicht erfordert. Es sind Wiesen in dieser Gegend zwischen Allmerode und Wickenrode, die so damit überzogen, daß sie 2/3 des gewonnenen Heues ausmachen muß.“ Aufschlussreich ist dieser Verweis nicht nur bezüglich ihrer Verwendung als Arznei, sondern wegen ihrer dort beschriebenen Häufigkeit

in den Wiesen, die für uns heute außerordentlich erscheint. Ähnliches wird aus dem Solling berichtet, wo ältere Anwohner von großen Vorkommen der attraktiven Art bis in die 1970er-Jahre berichten und wo Sträucher von Arnika um das Pfingstfest regelmäßig den Esszimmertisch zierten.

Die Bedeutung der Arnika für den Naturschutz wird durch ihren Schutzstatus auf internationaler und nationaler Ebene deutlich. So ist sie nicht nur eine nach EU-Recht geschützte Art der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie, Anhang V), sondern ist auch auf nationaler Ebene als besonders geschützte Art nach Bundesartenschutzverordnung und Bundesnaturschutzgesetz eingestuft. Zudem ist sie eine Verantwortungsart für Deutschland und Hessen (LUDWIG et al. 2007, HMUKLV 2015). Darüber hinaus sind auch ihre Hauptvorkommensbereiche als geschützte Lebensraumtypen in der FFH-Richtlinie verzeichnet („Artenreiche montane Borstgrasrasen“, FFH-Code: 6230*, und Trockene europäische Heiden, FFH-Code: 4030). Borstgrasrasen genießen sogar einen prioritären Schutz.

In den letzten Jahrzehnten sind Arnika-Vorkommen im mitteldeutschen Raum stark rückläufig. Dementsprechend wird die Art in der Roten Liste von Deutschland als gefährdet und in der von Hessen bzw. Niedersachsen sogar als stark gefährdet eingestuft (LUDWIG & SCHNITTLER 1996, GARVE 2004, BVNH 2008). Dieser Rückgangstrend hat sich in den letzten Jahren vor allem in den Tieflagen drastisch beschleunigt, womit in vielen Regionen ein akuter Handlungsbedarf besteht, um die gefährdeten Bestände zu erhalten, die Art an ehemaligen Standorten wiedereinzubringen und proaktiv neue Flächen für die Arnika zu entwickeln (WEISE & MEIER 2010, 2013).

Dieser Beitrag vermittelt einen Überblick zum Rückgang der Art, fasst Erfahrungen und bisherige Ergebnisse aus den laufenden Arnika-Projekten der Autorenschaft in unterschiedlichen Mittelgebirgsregionen und angrenzenden Tieflagen zusammen und zeigt mögliche Perspektiven im Management auf, mit denen ihrem Rückgang entgegengewirkt und Bestände stabilisiert bzw. entwickelt werden können.

Gefährdungs- und Rückgangsursachen

In den letzten Jahren wurden verschiedene Rückgangsursachen identifiziert, welche zur zunehmenden Gefährdung der Art und ihrer Kernhabitats geführt haben. Je nach Region fand seit den späten 1980er-Jahren ein Flächenverlust durch die Veränderung der Nutzung von Borstgrasrasen und Zwergstrauchheiden statt. Nutzungsaufgabe mit Verbrachung und einsetzender sekundärer Sukzession auf der einen und die Intensivierung der Nutzung durch vorherige Melioration und kürzere Mahd-/Beweidungszyklen auf der anderen Seite, führten zu Veränderungen der Biotopqualität. Davon ist beispielsweise in Hessen die Rhön stärker betroffen als das Fulda-Werra-Bergland (STANIK 2015, PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017). Als je nach Region bedeutsame Rückgangsursache kommt die sukzessive Aufgabe der historischen Feld-Gras-Wirtschaft hinzu. Im Hochsolling war zum Beispiel die Feldflur zwischen Neuhaus und Silberborn teilweise noch bis in die 1970er-Jahre in schmale Langstreifen geteilt, die von Nebenerwerbslandwirten im Wechsel für kurze Zeit ackerbaulich und anschließend länger als Weide oder Wiese genutzt wurden (MEISEL 1970, SPEIDEL 1970). Für die Arnika und andere Borstgrasrasenarten war dieses Landschaftsmosaik aus unge-

düngten Grünlandflächen, extensiv genutzten Äckern und Brachen, die sich rasch selbst begrünen, ein günstiges Nutzungsregime, da ihnen damit wechselnde Ausweichstandorte zur Verfügung standen und ihre Diasporen regelmäßig ausgebreitet wurden.

Doch auch in noch erhaltenen Borstgrasrasen sind Veränderungen der Vegetation zu verzeichnen. Vergleichsstudien mit historischen Vegetationsaufnahmen der 1970er-/1980er-Jahre aus der Rhön und dem Kaufunger Wald/Meißner zeigen eine signifikante Zunahme von *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten (allgemein verbreitete Grünlandarten wie z.B. Rot-Schwingel *Festuca rubra* oder Wolliges Honiggras *Holcus lanatus*) sowie einen Rückgang von *Nardetalia*-Arten und sonstigen Magerkeitszeigern (z.B. Gewöhnliches Katzenpfötchen *Antennaria dioica*, Dreizahn *Danthonia decumbens* und Schaf-Schwingel *Festuca ovina*), was auf veränderte Konkurrenzbedingungen in diesen Gesellschaften hindeutet. Das vermehrte Aufkommen von nährstoffliebenden, schnell wachsenden Arten bedeutet einen höheren Konkurrenzdruck für Arnika sowohl durch stärkere Beschattung als auch durch die reduzierte Zahl an geeigneten, offenen Bodenstellen für ihre Keimung und Etablierung. Diese Veränderungen ließen sich in den oben genannten Wiederholungsuntersuchungen überwiegend auf einen Anstieg des pH-Werts, die Verengung des C/N-Verhältnisses im Boden sowie auf Nutzungsveränderungen zurückführen (PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017). Der pH-Wert-Anstieg könnte zumindest in manchen Regionen eine Folge der in den letzten 25 Jahren deutlich verringerten SO_x-Depositionen sein, wohingegen die Deposition von eutrophierenden Stickstoffverbindungen weiterhin auf hohem Niveau stagniert (TEUFEL et al. 1994; GAUGER 2010).

Neben den Veränderungen der Gesellschaftsverbinding können auch Veränderungen der Vegetationsstruktur durch die Zunahme von Moosen festgestellt werden. Deren Deckung hat in den meisten Borstgrasrasenflächen stark zugenommen und tritt nun oft als dichter, meist mehrere Zentimeter dicker Moos-



Abb. 1: Vegetativ über Rhizome ausgebreitete Arnika-Pflanzen mit geklumpstem Vorkommen in Kleinstpopulationen. Hier ein Beispiel aus der hessischen Rhön. (Foto: N. Stanik)

filz auf (STANIK 2015, PEPPLER-LISBACH & KÖNITZ 2017). Dieser wird vor allem von zwei Arten dominiert, nämlich dem Rotstängelmoos (*Pleurozium schreberi*) und dem Sparrigen Kranzmoos (*Rhytidadelphus squarrosus*). Beide gelten als tolerant gegenüber luftbürtigem Stickstoff und profitieren tendenziell von längeren Vegetationsperioden und wärmeren Wintern. Kleinräumige Störstellen in Form offener Bodenflächen treten dagegen kaum noch auf, welche eigentlich als gesellschaftstypisch beschrieben und in älteren Vegetationsaufnahmen regelmäßig belegt sind. Als besonders hinderlich erweist sich der Moosfilz für die generative Vermehrung, das heißt besonders für die Keimlingsetablierung der Arnika, da offene Stellen sehr rasch wieder von den genannten Moosen überwuchert werden. So weisen die derzeit noch existierenden Arnika-Populationen unterschiedlicher Größe kaum Keimlinge oder Jungpflanzen auf. Die Vermehrung der Art geschieht aktuell vielmehr überwiegend klonal über Rhizomausbreitung (Abb. 1).

Dies hat räumlich stark geklumpfte Vorkommen zur Folge, die mittelfristig überaltern, genetisch verarmen und vermutlich zunehmend an Vitalität verlieren

(KAHMEN & POSCHLOD 1998, 2000). Genetische Erosion und die weitestgehende klonale Ausbreitung wurde besonders in den Tieflagen-Beständen beschrieben (DUWE et al. 2017). Damit reduziert sich auch die genetische Anpassungsfähigkeit der Art an sich verändernde Umweltbedingungen (beispielsweise solche gegenüber Stressoren wie Trockenheit und Hitzeperioden im Zuge des Klimawandels).

Erfahrungen aus populationsstützenden Hilfsmaßnahmen

Die starken Rückgänge der Arnika-Populationen in Deutschland machen derzeit Erhaltungsmaßnahmen zur Stabilisierung der Bestände notwendig. Dies umfasst in der Regel die Ausbringung von Pflanzen durch Auspflanzen von angezogenen Jungpflanzen oder eine direkte Aussaat von jeweils populations-eigenem Saatgut. Im Verbundprojekt ArnikaHessen werden dazu passgenau Pflegemaßnahmen entwickelt und umgesetzt. So sind vom Botanischen Garten 2017 und 2018 mehrere Tausend Jungpflanzen in Flächen mit gefährdeten Arnika-Beständen ausgepflanzt worden. Vor den Auspflanzungen wurden die Flä-

chen zur Schaffung von Offenboden ge-
fräst, um den angezogenen Arnika-Pflan-
zen optimale Bedingungen zum Anwachs-
sen zu geben. Bei den 2017 ausgepflanzten
Beständen konnte 2018 eine hohe Über-
lebensrate der Rosetten dokumentiert
werden. 2018 kam es hingegen durch das
extrem trockene und heiße Frühjahr teil-
weise zu Totalausfällen, wobei bei vielen
Rosetten ein späteres Wiederaustreiben
verzeichnet werden konnte. In einem
Nutzungsexperiment im Rahmen des
Projektes zeigte sich, dass die Besiedlung
mit Jungpflanzen erfolgreicher war als
die Aussaat über Samen. Die Keimungs-
rate war generell sehr gering, wobei ohne
Schaffung von Offenboden überhaupt
keine Keimung zu beobachten war. Auch
in einem Gewächshausversuch zur Kei-
mung der Arnikasamen auf unterschied-
lichen Substraten (Moos, Rohhumus,
Streu und Offenboden) zeigte sich die
überragende Bedeutung von offenen Bo-
denstellen für die generative Vermeh-
rung. Während die Keimung auch auf
Moos und Rohhumus mit 70 % noch
ähnlich hoch wie beim Offenboden war
(die Samen in der Streu hatten um die
Hälfte geringere Keimungsraten), hatten
nach fünf Monaten fast alle Keimlinge
auf dem Offenboden überlebt, während
die Mortalitätsrate in den anderen Subs-
traten hoch war.

Im südniedersächsischen Solling war die
Arnika akut von Aussterben bedroht und
nur noch mit einem Restvorkommen im
NSG Mecklenbruch von ca. 30 blühenden
Exemplaren in Borstgrasrasen (*Violin
caninae*) und deren Übergängen zu ma-
geren Bergwiesen (*Polygono-Trisetion*)
präsent (ARETZ 2015). Zum Beginn des
Arnika-Artenhilfsprojektes im Jahr 2013
wurden sowohl mehrere Tausend aus den
Samen angezogene Jungpflanzen ausge-
pflanzte als auch mit gutem Erfolg Aus-
saatflächen angelegt. Die Pflanzung der
Arnika-Jungpflanzen erfolgte hier in
dichten Clustern von 25–50 Pflanzen
und einem Randabstand von 20 cm in
gefrästen oder flach geplagten Offenbo-
denbereichen. Reichliches Angießen und
einige Wochen langes Wässern bei Tro-
ckenzeiten erwiesen sich dabei als uner-
lässlich. Während des Anwachsens muss-
ten aufgrund der Wüchsigkeit der Wie-
deransiedlungsflächen zwischenzeitlich



Abb. 2: Blühende Arnika aus Saaten von 2015 (vorne), blühende vorgezogene Jungpflanzen von 2017 (hinten); NSG Mecklenbruch im Solling (Foto: W. Türk)

problematische Konkurrenzpflanzen, vor
allem Wolliges und Weiches Honiggras
(*Holcus lanatus* und *H. mollis*), entfernt
werden („Pinzettenpflege“). In den Pro-
beflächen im Solling wurden die Arnika-
Samen in großer Zahl ebenfalls in gefräste
und später umzäunte Flächen zwischen
Anfang Mai und Oktober eingesät. Der
für die Keimung wichtige enge Boden-
kontakt der Samen wurde zuerst durch
Anwalzen, später auch durch leichtes An-
drücken mit Schuhen erzeugt. Die Saaten
wurden ergiebig gewässert und je nach
Witterung in regelmäßigen Tagesabstän-
den kontrolliert und ggf. gegossen. Nach
10–14 Tagen erfolgte, wie im Gewächs-
haus, die Keimung. Dies geschah aller-
dings aufgrund der wechselnden mikro-
standörtlichen Bedingungen in erheblich
geringerem Umfang (5 bis 25 % je nach
Standort, Witterungsverlauf, Verwehung
durch Wind etc.). Auch im ersten Jahr
nach den Hilfsmaßnahmen wurde in Pe-
rioden mit trockener Witterung der grö-
ßere Teil der Pflanz- bzw. Saatflächen ge-
wässert. Im Folgejahr zeigten sich zum
einen geringere Ausfälle als auf nicht ge-
wässerten Vergleichsflächen und zum an-
deren entwickelten sich aus den vorjäh-
rigen Frühjahrsansaaten (Mai) bis in den
nächsten Herbst größere Pflanzen als aus
den späteren Vorjahresansaaten.

Aus Einsaat hervorgegangene Arnika-
pflanzen entwickelten sich im Solling
generell viel langsamer als vorgezogene
und in die Probeflächen gepflanzte Jung-
pflanzen. Sie blühten abhängig von den
unterschiedlichen mikroklimatischen
Bedingungen, der Höhenlage, den Bo-
denverhältnissen und der Mykorrhizie-
rung frühestens nach zwei, meistens erst
nach drei Jahren. Ein bis zwei Jahre nach
Pflanzung vertragen die Bestände bereits
gut eine Vorbeweidung (je nach Witte-
rung Ende April bis Anfang Mai für ca.
1–2 Wochen) und blühen danach gut.
Wichtig ist bereits in diesem Stadium die
Reduzierung der Konkurrenzvegetation
durch die Beweidung. Damit geschaf-
fene offene Bodenstellen können geeig-
nete Kleinstandorte für die weitere
Samenkeimung bieten. Im Juli 2018
konnte man durch diese Maßnahmen
den Arnika-Bestand im Solling auf mehr
als 1.000 blühende Exemplare vergrö-
ßern (Abb. 2). Positive Erfahrungen mit
der Aussaat von Arnika werden auch aus
Bayern (BLACHNIK & SALLER 2015,
ARNIKAPROJEKT HOF 2017) und Sachsen
gemeldet. In den hessischen Tieflagen
wurden jedoch durchgehend bessere
Erfahrungen mit ausgepflanzten Jung-
pflanzen gemacht.

Übergreifend lässt sich feststellen, dass bei Akutmaßnahmen zur Populationsstützung die Auspflanzung von Jungpflanzen, die aus populationseigenem Saatgut angezogen wurden, bessere Erfolgsaussichten besitzt als dessen gezielte Direktsaat. Die unwägbareren Wirkungen von Wetterextremen, wie zum Beispiel langen Trockenperioden, auf die empfindlichen Arnikakeimlinge können so reduziert werden. Für mittelfristig angelegte Maßnahmen und zur langfristigen Populationsmehrung kann jedoch die gezielte Samenausbringung in natürlichen (z. B. in Wildschweinwühlstellen) oder künstlich geschaffenen Offenbodenbereichen besser geeignet sein. Neben den deutlich geringeren Kosten der Direktsaat gegenüber der Pflanzung können solche Flächen auch ohne Auszäunung im Bewirtschaftungsregime bleiben, während beispielsweise gepflanzte Bestände zur Bodenstabilisierung frühestens im Folgejahr beweidet werden sollten.

Unabdingbar ist jedoch eine gezielte Auswahl der entsprechenden Wiederansiedlungsflächen. Noch existierende bzw. bereits wiederhergestellte Borstgrasrasen mit möglichst niedrigwüchsiger Vegetation bieten bei entsprechendem Management die besten Erfolgsaussichten, da Arnikapflanzen hier mikroklimatisch und konkurrenzbedingt bessere Etablierungsmöglichkeiten vorfinden. Außerdem sollten Auspflanzaktivitäten unbedingt mit einer intensiven Flächenvorbereitung einhergehen. Nach BLACHNIK & ZEHEM (2017) kommen hierfür vor allem anfängliches Striegeln, eine Mahd mit mittlerem bis spätem Nutzungszeitpunkt sowie eine anschließende Nachweide mit Schafen im September infrage.

Managementperspektiven für Arnika-Flächen

Um den langfristigen Bestand von Arnika-Populationen und deren eigenständige Verjüngung zu sichern, müssen Managementmaßnahmen einerseits konkurrenz- und wuchskräftigere Arten reduzieren, damit für die niedrigwüchsige Arnika ausreichend Licht zur Verfügung steht, und andererseits muss die generative Vermehrung sichergestellt werden (WEISE &

MEIER 2010, 2013). Die Ermöglichung der generativen Vermehrung kann für Bewirtschaftungsmaßnahmen eine Herausforderung darstellen, da Arnika je nach Witterung relativ spät blüht und unreife Samen nach einer Mahd kaum zu Ende reifen. Unter Umständen muss dadurch eine vollständige Bewirtschaftung der Fläche auf Mitte/Ende Juli geschoben werden. Eine alleinige extensive Mahd bzw. Beweidung, die in früheren Jahrzehnten üblich und oft ausreichend war, entspricht jedoch heute vielfach nicht mehr den Erfordernissen. Langfristig muss ein Management etabliert und gesichert werden, das explizit auch die Schaffung von Offenboden einbezieht.

Folgende Maßnahmen haben sich deshalb, nach den bisherigen Beobachtungen im Solling, in Probeflächen des ArnikaHessen-Projekts und in der Rhön, auch in Übereinstimmung mit MEIER & WEISE (2010, 2013) und BLACHNIK & ZEHEM (2017), als positiv für die Populationsentwicklung von Arnika herausgestellt:

- Kompletter Verzicht auf Düngung, um mit der Nutzung kontinuierlich und möglichst verstärkt Biomasse und Nährstoffe zu entziehen bzw. ein niedriges Nährstoffniveau zu erhalten
- Entfernung und Reduzierung des Vegetationsfilzes aus Moosen, Gräsern und / oder Zwergsträuchern durch Vertikutieren, Striegeln oder Ausrechen
- Schaffen von Offenboden für Keimung und Etablierung durch regelmäßig wiederkehrende mechanische Beanspruchung
- Einschürige Heumahd kurz nach oder in der Zeit der Samenreife
- Beweidung mit geeigneten Tierarten (Schaf, Rind) und -rassen in einem standortsangepassten Beweidungsregime (z. B. Vor- und / oder Nachweide in Kombination mit Mahd) zur Schaffung von offenen Bodenstellen und möglicher Aushagerung; die Vorweide kann im Frühjahr bis vor dem Austreiben der Blütenstängel von Arnika erfolgen.

Vor Maßnahmenbeginn ist generell zu empfehlen, die jeweilige Bestandssituation gründlich zu analysieren, um die für den einzelnen Standort zielführendsten und praktikabelsten Maßnahmen

zu identifizieren und frühzeitig natur-schutzinterne Zielkonflikte zu lösen (vgl. BLACHNIK & ZEHEM 2017). Wichtige Informationen für die Auswahl der Maßnahmen sind (1) die frühere Nutzung (Beweidung und / oder Mahd, Nutzungszeitpunkte und -häufigkeiten), (2) die Artenzusammensetzung (Anteil von eutraphenten Grünlandarten), (3) die Vegetationsstruktur (Höhe, Dichte, Moosfilz, Streuschicht) und (4) die Populationsgröße und Vitalität von Arnika am Standort.

Wünschenswert, aber in der Regel schwierig zu erlangen, sind weiterhin Informationen über die genetische Struktur der Population. Bei genetisch verarmten klonalen Populationen würden Maßnahmen zur Habitatoptimierung zumindest mittelfristig ins Leere laufen (WEISE & MEIER 2010, 2013). Auch die beste Habitatstruktur ist nutzlos, wenn aufgrund einer genetischen Verarmung die begrenzte Lebensdauer eines Klons das Überleben der Art an dem Standort zeitlich limitiert. Kleine überalterte Bestände sollten daher bevorzugt in Maßnahmenprogrammen behandelt werden. Insgesamt ist festzustellen, dass die Maßnahmen individuell den jeweiligen Situationen angepasst werden müssen. So lassen sich an wüchsigen Standorten zum Beispiel die konfliktären Anforderungen an die Samenausreifung einerseits und die Biomassereduktion bzw. Aushagerung andererseits dadurch erreichen, dass im zweijährlichen Wechsel früh und spät gemäht wird.

Zurzeit wird in mehreren Projekten geprüft, ob die initiale oder wiederkehrende Schaffung von Offenboden nicht nur durch aufwändiges Abschieben oder Fräsen, sondern auch durch kontrolliertes Brennen erfolgreich sein kann, wie Beobachtungen z. B. von Truppenübungsplätzen nahelegen (BINDEWALD 2018). Hierbei wird außerhalb der Vegetationsperiode bei entsprechend trockener Witterung ein Teil der Fläche bis auf die Streuschicht abgebrannt, um mit dieser ökologischen Störung nachhaltig Offenbodenflächen zu schaffen, verfilzte Flächen aufzulockern und die Sukzession aufzuhalten. Erste Ergebnisse aus der Rhön dazu sind vielversprechend: Bereits durch



Abb. 3: Mit dem Einsatz von Maschinen und viel Handarbeit können Arnika-Lebensräume erfolgreich wiederhergestellt werden: Nach den Landschaftspflegemaßnahmen auf der Heide „Am Birkich“ (Entfernung der Gehölze und Schaffung von Offenboden) zeigten sich bald über die Maßnahmenfläche verteilt zahlreiche Arnikarosetten. (Foto: C. Merle)

einmaliges Brennen zeigt sich im folgenden Austrieb, dass für die Arnika günstige Habitatstrukturen geschaffen werden konnten.

Da solche und andere unorthodox erscheinende Managementoptionen überwiegend auf einen höheren Nährstoffentzug auf den Flächen abzielen und zumindest zeitweise eine intensivere Pflege erfordern, können die für Arnika sinnvoll erscheinenden Maßnahmen den in Schutzgebietsverordnungen festgeschriebenen Nutzungsterminen und -häufigkeiten widersprechen. Dazu ist anzumerken, dass die in vielen Verordnungen festgelegte sogenannte „extensive Nutzung“ (gemeint ist hier meist die historische Nutzung) heute vielfach nicht mehr die Erhaltungsansprüche von Borstgrasrasen und speziell der Arnika an ihren Standort erfüllen (Abb. 3).

Es ist deshalb zu empfehlen, mit den Naturschutz- und Landwirtschaftsverwaltungen sowie den Schutzgebietsbetreuern einen intensiven Dialog und gegenseitigen Wissens- und Erfahrungsaustausch zu beginnen, sodass neueste Erkenntnisse in die Praxis umgesetzt werden können.

Ausblick

Auch wenn die hier vorgestellten Projekte und darin durchgeführten Maßnahmen bereits aktiv zur Belebung von Arnika-Standorten und -Populationen beitragen, herrscht insgesamt sowohl in Tieflagen- als auch Hochlagenvorkommen erheblicher Handlungsbedarf. Besonders die Standorteutrophierung und die genetische Verarmung von kleinen Tieflagen-Populationen, aber auch die oftmals ungeeignete Nutzung machen die tatsächliche Umsetzung der bereits gewonnenen Erkenntnisse notwendig. Weitere Forschung ist vor allem im Hinblick auf zukünftig zu erwartende Veränderungen von Umweltbedingungen notwendig (beispielsweise im Rahmen des Klimawandels). Weitestgehend ungeklärt ist, wie sich vermehrt auftretende Klimaextreme (insbesondere längere Trockenphasen) auf die Vitalität der Arnika und ihre Habitate auswirken und in Interaktion mit dem Flächenmanagement stehen. Auch ist es im Kontext der starken genetischen Differenzierung der Bestände unklar, welche Spenderpopulationen geeignet sind, um vor dem Erlöschen stehende Restbestände zu stützen. Laufende Forschungen zu diesen Themen werden erst mit den Jahren Ergebnisse liefern können.

Angesichts des hohen Isolationsgrades und der Kleinflächigkeit vieler Arnika-Populationen ist das Herstellen von offenkundig fehlenden Trittsteinen oder Korridoren zur Vernetzung dieser Vorkommen derzeit nicht effektiv anzugehen. Die vielfach kleinen Populationen besitzen eine so geringe Fähigkeit zur selbstständigen Ausbreitung und Wiederbesiedelung über die kurzlebige Diasporenbank im Boden, dass sie ein Angebot an zusätzlichen, besiedlungsfähigen und durch die Neuschaffung von Korridoren und Trittsteinen verbundenen Habitatflächen von alleine nicht nutzen können. Zudem fehlen in der Regel auch potenzielle Ausbreitungsvektoren (z. B. Weidetiere), da die meisten Flächen derzeit gemäht werden. Eine Forschungslücke besteht in diesem Zusammenhang auch zu den optimalen Weidezeitpunkten und -intensitäten, mit denen die gewünschte Schaffung von Offenbodenstellen erreicht, aber unerwünschte Tritt-/Verbisschäden an den Pflanzen minimiert werden. In einem ersten Schritt erscheint die erfolgversprechendste Strategie für Schutz und Erhaltung vieler Arnika-Populationen deshalb in der direkten Stabilisierung der einzelnen Populationen und in einer langfristigen Sicherung und Optimierung eines angepassten Nutzungsregimes. Parallel hierzu sollte in einem zweiten Schritt über Fragen der Wiederbesiedelung von erloschenen Vorkommen und langfristig über Maßnahmen eines entsprechnenden Biotopverbunds nachgedacht werden (WEISE & MEIER 2010).

Die bis jetzt identifizierten und sich deutlich in den Flächen niedergeschlagenen Auswirkungen früheren Managements und von Umweltveränderungen sollten zusammen mit den zu erwartenden Klimawandelauswirkungen Anlass genug geben, angepasste, in die Zukunft gerichtete Naturschutzstrategien für die Erhaltung von artenreichem Magergrünland zu entwickeln und in der Fläche zu implementieren. Nur hiermit scheint es aus heutiger Sicht möglich, die Arnika wieder zum aspektbildenden Bestandteil extensiven Magergrünlands und zu einem charakteristischen Florenelement unserer Landschaft zu machen.

Projekt- und Förderhinweise

Das Verbundprojekt ArnikaHessen wird im Rahmen der gemeinsamen Förderinitiative von Bundesumweltministerium (BMUB) und Bundesforschungsministerium (BMBF) „Forschung zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie“ (F&U NBS) und im BMUB durch das Bundesprogramm Biologische Vielfalt gefördert (Laufzeit 2014–2020). Beteiligt sind der Botanische Garten Marburg, die Hochschule Geisenheim und die Philipps-Universität Marburg.

Im Arnika-Artenhilfsprojekt des Sollings sind die Niedersächsischen Landesforsten, die Hochschule Ostwestfalen-Lippe in Höxter, die UNB des Landkreises Holzminden (finanziert aus Eigenmitteln) sowie der Naturpark Solling-Vogler, gefördert durch das Land Niedersachsen unter Beteiligung der EU (Förderrichtlinie Landschaftspflege und Gebietsmanagement, LaGe), beteiligt.

Das laufende Promotionsprojekt von Nils Stanik zur Anpassungsfähigkeit von Pflanzenarten montaner Borstgrasrasen an den Klimawandel und an Landnutzungsveränderungen wird durch ein Promotionsstipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert.

Kontakt

Nils Stanik (M. Sc.)

Prof. Dr. Gert Rosenthal

Universität Kassel

Fachbereich 6 – ASL, Institut für Landschaftsarchitektur und Landschaftsplanung
FG Landschafts- und Vegetationsökologie

Gottschalkstraße 26a

34127 Kassel

Nils.Stanik@uni-kassel.de

Rosenthal@asl.uni-kassel.de

Verena Hollmann (M. Sc.)

Prof. Dr. Ilona Leyer

Hochschule Geisenheim University

Institut für angewandte Ökologie

AG Biodiversität

und Ökosystemfunktionen

Von-Lade-Straße 1

65366 Geisenheim

Verena.Hollmann@hs-gm.de

Ilona.Leyer@hs-gm.de

Dr. Ansgar Hoppe

Naturpark Solling-Vogler

Projektbüro Kooperativer Naturschutz

Böntalstraße 44

37603 Holzminden

Hoppe@naturpark-solling-vogler.de

Prof. Dr. Winfried Türk

Hochschule Ostwestfalen-Lippe

FG Vegetationskunde

An der Wilhelmshöhe 44

37671 Höxter

Winfried.Tuerk@hs-owl.de

Dr. Jörg Weise

Botanischer Garten der

Philipps-Universität Marburg

Karl-von-Frisch-Straße 6

35032 Marburg

Joerg.Weise@staff.uni-marburg.de

Literatur

ARETZ, L. (2015): Vergleichende pflanzensoziologische Analyse submontan-montaner Grünlandgesellschaften im Bereich Neuhaus-Silberborn im Solling als Grundlage für ein zukünftiges Pflegekonzept. Bachelorarb. Lehrgebiet Vegetationskunde Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Höxter. 51 S.

BINDEWALD, R. (2018): Kontrolliertes Brennen als Naturschutzmaßnahme im Offenland Mitteleuropas. Bachelorarb. Hochschule Geisenheim.

BLACHNIK, T.; SALLER, R. (2015): In situ Vermehrung von *Arnica montana* – Ergebnisse und Handlungsempfehlungen für die Artenschutz-Praxis. ANLiegen Natur 37(1): 31–41.

DUWE, V. K.; MULLER, L. A. H.; BORSCH, T.; ISMAIL, S. A. (2017): Pervasive genetic differentiation among Central European populations of the threatened *Arnica montana* L. and genetic erosion at lower elevations. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 27: 45–56, DOI: 10.1016/j.ppees.2017.02.003.

KAHMEN, S.; POSCHLOD, P. (2000): Population size, plant performance, and genetic variation in the rare plant *Arnica montana* L. in the Rhön, Germany. *Basic Appl. Ecol.* 1: 43–51, DOI: 10.1078/1439-1791-00007.

MEISEL, K. (1970): Ackerunkrautgesellschaften im Hoch-Solling. *Schriftenr. Vegetationsk.* 5: 115–119.

MOENCH, C. (1787): Beitrag zur Naturgeschichte der Landgrafschaft Hessen-Cassel, Nr. VI. In: *Hessische Beiträge zur Gelehrsamkeit und Kunst*, Zweiter Band ersten Stücks. Frankfurt a. Main. S. 103/104.

PEPPLER-LISBACH, C.; KÖNITZ, N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. *Tuexenia* 37: 201–228, DOI: 10.14471/2017.37.001

SPEIDEL, B. (1970): Grünlandgesellschaften im Hoch-Solling. *Schriftenr. Vegetationsk.* 5: 99–114.

STANIK, N. (2015): Borstgrasrasen im Biosphärenreservat Rhön: Untersuchungen zur Vegetations- und Standortsdynamik sowie naturschutzfachlichen Zielkonkretisierung. Masterarb. Univ. Kassel.

Die vollständige Literaturliste finden Sie unter www.naturschutz-hessen.de

Naturschutz in Hessen

JAHRBUCH

Band 17 / 2018

HERAUSGEBER

Nordhessische Gesellschaft für Naturkunde und Naturwissenschaften (NGNN) e. V.

Die Arnika (*Arnica montana* L.): Erfahrungen und vorläufige Ergebnisse aus Praxis und Forschung zu Rückgang, Hilfsmaßnahmen und Managementperspektiven für eine Verantwortungsart unseres Berggrünlandes

Nils Stanik, Verena Hollmann, Ansgar Hoppe, Ilona Leyer, Gert Rosenthal, Winfried Türk & Jörg Weise

Literatur

- ARETZ, L. (2015): Vergleichende pflanzensoziologische Analyse submontan-montaner Grünlandgesellschaften im Bereich Neuhaus-Silberborn im Solling als Grundlage für ein zukünftiges Pflegekonzept. Bachelorarb. Lehrgebiet Vegetationskunde Hochschule Ostwestfalen Lippe, Höxter. 51 S.
- ARNIKAPROJEKT HOF (2017): Sicherung von Ökosystemdienstleistungen – Nachhaltige Nutzung und Vermarktung der Ressource *Arnica montana*. www.arnikaprojekt-hof.de.
- BINDEWALD, R. (2018): Kontrolliertes Brennen als Naturschutzmaßnahme im Offenland Mitteleuropas. Bachelorarb. Hochschule Geisenheim.
- BLACHNIK, T.; SALLER, R. (2015): In situ-Vermehrung von *Arnica montana* – Ergebnisse und Handlungsempfehlungen für die Artenschutz-Praxis. ANLiegen Natur 37(1): 31–41.
- BLACHNIK, T.; ZEHM, A. (2017): Echte Arnika, *Arnica montana* L. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.): Merkblatt Artenschutz Nr. 42. Augsburg.
- BVNH (BOTANISCHE VEREINIGUNG FÜR NATURSCHUTZ IN HESSEN e. V.) (2008): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. 4. Fassg. 185 S.
- DUWE, V. K.; MULLER, L. A. H.; BORSCH, T.; ISMAIL, S. A. (2017): Pervasive genetic differentiation among Central European populations of the threatened *Arnica montana* L. and genetic erosion at lower elevations. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 27: 45–56, DOI: 10.1016/j.ppees.2017.02.003.
- ENNET, D.; REUTER, H. D. (2004): Lexikon der Heilpflanzen – Wirkung, Anwendung, Botanik, Geschichte. Hamburg. 440 S.
- GARVE, R. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. In: NDS. LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (Hrsg.): Informationsd. Natursch. Niedersachs. Hannover.
- GAUGER, T. (2010): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland – MAPESI-Projekt (Modelling of Air Pollutants and EcoSystem Impact). Kartierung von Deposition Loads 2004 bis 2007, Anhang XI: Textteil und Ergebnis-Statistik. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes BMU/UBA 3707 64 200, UBA-Texte 42/2011.
- HMUKLV (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2015): Hessen-Liste der Arten und Lebensräume. <https://biologischevielfalt.hessen.de/de/Verantwortungsarten.html>.
- KAHMEN, S.; POSCHLOD, P. (1998): Untersuchungen zu Schutzmöglichkeiten von Arnika (*Arnica montana* L.) durch Pflegemaßnahmen. *Jahrb. Natursch. Hessen* 3: 225–232.
- KAHMEN, S.; POSCHLOD, P. (2000): Population size, plant performance, and genetic variation in the rare plant *Arnica montana* L. in the Rhön, Germany. *Basic Appl. Ecol.* 1: 43–51, DOI: 10.1078/1439-1791-00007.
- LUDWIG, G.; SCHNITTLER, M. (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Schriftenr. Vegetationsk. 28.
- MEISEL, K. (1970): Ackerunkrautgesellschaften im Hoch-Solling. *Schriftenr. Vegetationsk.* 5: 115–119.
- MOENCH, C. (1785): Beitrag zur Naturgeschichte der Landschaft Hessen-Cassel. In: Hessische Beiträge zur Gelehrsamkeit und Kunst: 103–104.
- PEPPLER-LISBACH, C.; KÖNITZ, N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. *Tuexenia* 37: 201–228.
- SPEIDEL, B. (1970): Grünlandgesellschaften im Hoch-Solling. *Schriftenr. Vegetationsk.* 5: 99–114.
- STANIK, N. (2015): Borstgrasrasen im Biosphärenreservat Rhön: Untersuchungen zur Vegetations- und Standortsdynamik sowie natur-schutzfachlichen Zielkonkretisierung Masterarb. Univ. Kassel.
- TEUFEL, J.; GAUGER, T.; BRAUN, B. (1994): Einfluß von Immissionen und Depositionen von Luftverunreinigungen auf Borstgrasrasen in der Bundesrepublik Deutschland (Abschlußbericht FE-Vorhaben Nr. 108 02 101). Stuttgart.
- WEISE, J.; MEIER, R. (2010): Artenhilfskonzept für Berg-Wohlverleih (*Arnica montana* L.) in hessischen Tieflagen, überarbeitete Fassung, Stand April 2010. Im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch Landesbetrieb Hessen-Forst Forsteinrichtung und Naturschutz FENA – Fachbereich Naturschutz. Gießen.
- WEISE, J.; MEIER, R. (2013): Ergänzende Maßnahmenflächenbearbeitung zum Artenhilfskonzept für Berg-Wohlverleih (*Arnica montana* L.) in hessischen Tieflagen, Teil 2012. Im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch Landesbetrieb Hessen-Forst Forsteinrichtung und Naturschutz FENA – Fachbereich Naturschutz. Gießen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahrbuch Naturschutz in Hessen](#)

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: [17](#)

Autor(en)/Author(s): Stanik Nils, Hollmann Verena, Hoppe Ansgar, Leyer Ilona, Rosenthal Gert, Türk Winfried, Weise Jörg

Artikel/Article: [Die Arnika \(*Arnica montana* L.\): Erfahrungen und vorläufige Ergebnisse aus Praxis und Forschung zu Rückgang, Hilfsmaßnahmen und Managementperspektiven für eine Verantwortungsart unseres Berggrünlandes 99-104](#)