

Erprobung von Ansiedlungsmaßnahmen zum Erhalt der Pfingst-Nelke (*Dianthus gratianopolitanus*) bei Bad Freienwalde

Elke Zippel, Maria-Sofie Rohner, Anna Heinken-Šmídová,
Okka Tschöpe und Daniel Lauterbach

Zusammenfassung

Die Pfingst-Nelke (*Dianthus gratianopolitanus*) ist eine in Brandenburg sehr seltene Art und gehört zu den „Verantwortungsarten“ Deutschlands. Die Art wächst aktuell in unserer Region in lichten Kiefernwäldern auf basischen Sanden und ist vor allem durch sukzessionsbedingte Verschattung gefährdet.

Zwischen 2015 und 2019 wurden bei Bad Freienwalde im Rahmen des WIPs-De-Projekts Populationsstützungen und Wiederansiedlungen mit insgesamt 2195 Pflanzen und 500 Samen auf 7 Flächen durchgeführt. Die Ausbringungen erfolgten mit autochthonem Material auf Flächen, die sich in Bodentextur, Bewuchs und Beschattung unterscheiden, um ein möglichst breites Spektrum potenziell geeigneter Mikrohabitats abzudecken.

Die durchschnittliche Überlebensrate nach dem ersten Winter betrug etwa 50 %. Auf einigen Flächen sowie an den Standorten der Reliktvorkommen haben sich inzwischen kräftige und reich blühende Pflanzen etabliert. Für das schwache Anwachsen der Ansiedlungen aus dem Herbst 2019 war wahrscheinlich vor allem die Trockenheit in den Jahren 2018 und 2019 verantwortlich, zudem scheinen auf einigen Teilflächen die Standortbedingungen weniger gut geeignet zu sein. Unsere Studie zeigt, dass Ansiedlungen mit möglichst großen Individuenzahlen durchgeführt werden sollten, um Ausfälle kompensieren zu können. Um den langfristigen Erfolg der Maßnahmen bewerten zu können, wird das Monitoring in den kommenden Jahren fortgesetzt.

Summary

Dianthus gratianopolitanus is a rare species in Brandenburg and one of the species of high national responsibility of Germany. The species grows in sparse pine forests on basic sands and is endangered by increasing closure of the canopy.

As part of the WIPs-De project, between 2015 and 2019, population reinforcements and reintroductions were carried out with a total of 2195 plants and 500 seeds at 7 locations around Bad Freienwalde. The measures were carried out with autochthonous material on several sub plots differing in soil texture, vegetation and shading to cover a large spectrum of potentially suitable microhabitats.

After the first winter, the average survival rate was approx. 50%. Meanwhile, in some plots as well as in relict populations, vital flowering populations have been established.

Microhabitat differences between plots and presumably the dry periods in 2018 and 2019, correlating with limited soil moisture, were important factors influencing the establishment of the plants.

Our study shows that reintroductions should be carried out with as large a number of individuals as possible in order to achieve sufficiently large populations at the growing site to compensate for failures. For long term evaluation, monitoring will be continued.

1. Einleitung

Trotz intensiver Bemühungen im Natur- und Artenschutz hat sich die Situation gefährdeter Pflanzenarten in den letzten Jahrzehnten nicht gebessert, im Gegenteil. Wie die Roten Listen zeigen, wird ein großer Teil gefährdeter Arten in unserer Landschaft zunehmend seltener (für Pflanzen: METZING et al. 2018). Die Gründe dafür sind vielfältig: So spielen z. B. Veränderungen der Landnutzung, Habitatqualität, Klimaveränderungen sowie Interaktionen dieser Faktoren eine entscheidende Rolle (SCHEMSKE et al. 1994, DIEKMANN et al. 2015). Weiterhin können viele Arten aufgrund der Verinselung ihrer Wuchsorte, fehlender Ausbreitungskorridore oder fehlender Ausbreitungsvektoren wie zum Beispiel der (historischen) Wanderschäuferei keine neuen Flächen besiedeln (HEINKEN 2009). In solchen Fällen können Populationsstützungen und Wiederansiedlungen herkömmliche Naturschutzmaßnahmen wie Gebietsschutz, Biotoppflege und Renaturierungsmaßnahmen wirkungsvoll ergänzen und das Aussterbe-Risiko einer Art in einer Region deutlich senken (MAUNDER 1992, LAUTERBACH et al. 2021), wenn sich die Flächen dafür grundsätzlich eignen. Ansiedlungen können mit einer Ex situ-Lagerung von Samen in Saatgutbanken und Ex situ-Kultur in Botanischen Gärten kombiniert werden, um die genetische Vielfalt einer Population zusätzlich langfristig zu sichern (ALBRECHT et al. 2011).

Wiederansiedlungen und Populationsstützungen, die bei Wirbeltieren schon seit über hundert Jahren vielfach erfolgreich praktiziert werden, sind inzwischen auch im botanischen Artenschutz anerkannt. Sie erfordern, wie sämtliche Artenschutzmaßnahmen, eine sorgfältige Planung und Durchführung, eine auf Langfristigkeit ausgelegte Zusammenarbeit mit Behörden und Flächeneigentümern, die genaue Kenntnis der Biologie und Ökologie der Art sowie eine auf die Zielart abgestimmte Flächenpflege bzw. -nutzung (IUCN/SSC 2013, DIECKMANN 2016, RICHTER & GRÄTZ 2018, ZIPPEL & LAUTERBACH 2018).

Im Rahmen des Bundesprogramms „Biologische Vielfalt“ fördert das Bundesamt für Naturschutz das Verbundprojekt „Aufbau eines nationalen Netzwerkes zum Schutz gefährdeter Wildpflanzenarten in besonderer Verantwortung Deutschlands (WIPs-De)“ (WÖHRMANN et al. 2020). Dieses Projekt, an dem deutschlandweit fünf botanische Gärten beteiligt sind, kombiniert verschiedene Maßnahmen zum Schutz ausgewählter „Verantwortungsarten“. Dies sind Arten, für die Deutschland eine besondere Verantwortung trägt, weil sie nur hier vorkommen oder ihren

Verbreitungsschwerpunkt zumindest zum großen Teil in Mitteleuropa haben. Die Ziele des Projekts sind die langfristige Ex situ-Sicherung der Arten in Saatgutbanken und Erhaltungskulturen, die Stärkung von Populationen am natürlichen Standort, Wiederansiedlungen an geeigneten Standorten sowie Bildungsarbeit zu den Projekthaltungen (ZIPPEL et al. 2021).

Eine dieser Verantwortungsarten ist die Pfingst-Nelke (*Dianthus gratianopolitanus*, Syn. *D. caesius*), eine immergrüne, ausdauernde und polsterförmig wachsende Art mit unterirdischen Ausläufern (KLOTZ et al. 2002). Sie wächst in unterschiedlichen Habitaten. In den Mittelgebirgen ist ihr Vorkommen auf Felsbänder und Kuppen exponierter Felsen beschränkt. Sie bildet dort zusammen mit *Festuca pallens* lockerwüchsige Pfingstnelken-Bleichschwengel-Felsbandrasen (*Dianthus gratianopolitanus*-*Festucetum pallentis*) (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). In Brandenburg hingegen wächst *D. gratianopolitanus*, wie auch im benachbarten Polen, in lichten Kiefernwäldern auf Sand.

Die Schwerpunktorkommen der Art, die zerstreut und oft in kleinen Populationen vorkommt, befinden sich im Thüringer Wald sowie auf der Schwäbischen und Fränkischen Alb. Im Tiefland sind die meisten Vorkommen erloschen oder stark gefährdet (NETPHYD & BfN 2013). In Brandenburg zählt die Art mit nur zwei Vorkommen zu den seltensten Blütenpflanzen (RL 1; RISTOW et al. 2006). In Deutschland gilt sie als „gefährdet“ und ist nach Bundesartenschutzverordnung besonders geschützt (BARTSchV 2013).

In einem der beiden rezenten Brandenburgischen Pfingst-Nelken-Vorkommen in der Lausitz bei Bademeusel (NETPHYD & BfN 2013) wurden im Jahr 2005 Populationsstützungen durchgeführt (W. Petrick, pers. Mitt.) Für das zweite rezente Vorkommen bei Bad Freienwalde erproben wir im Rahmen des WIPs-Projektes seit 2015 Populationsstützungen sowie Wiederansiedlungen mit dem Ziel, mehrere vitale und überlebensfähige Populationen zu etablieren.

2. Historische und rezente Vorkommen in der Region um Bad Freienwalde

Die Pfingst-Nelke ist um Bad Freienwalde rezent und historisch belegt. Früher existierten hier mehrere Vorkommen (Abb. 1). Bei ASCHERSON (1864), ASCHERSON & GRAEBNER (1898–1899) (Abb. 2 und 3) und auch KUNOW (1899) werden einige Fundorte genannt.

Der Rückgang der Bad Freienwalder Pfingst-Nelken-Bestände wird bereits gegen Ende des 19. Jahrhunderts dokumentiert und beklagt: „Bei fast eisiger Morgenfrische brachen wir bald nach 6 Uhr auf, um [...] das ‚Rote Land‘ zu erreichen. Dort hatte Herr Kunow noch vor wenigen Tagen einzelne Stöcke der ‚Pfingstnelke‘ (*Dianthus caesius* Sm.) bemerkt, welche vor etwa einem Decennium daselbst, wie

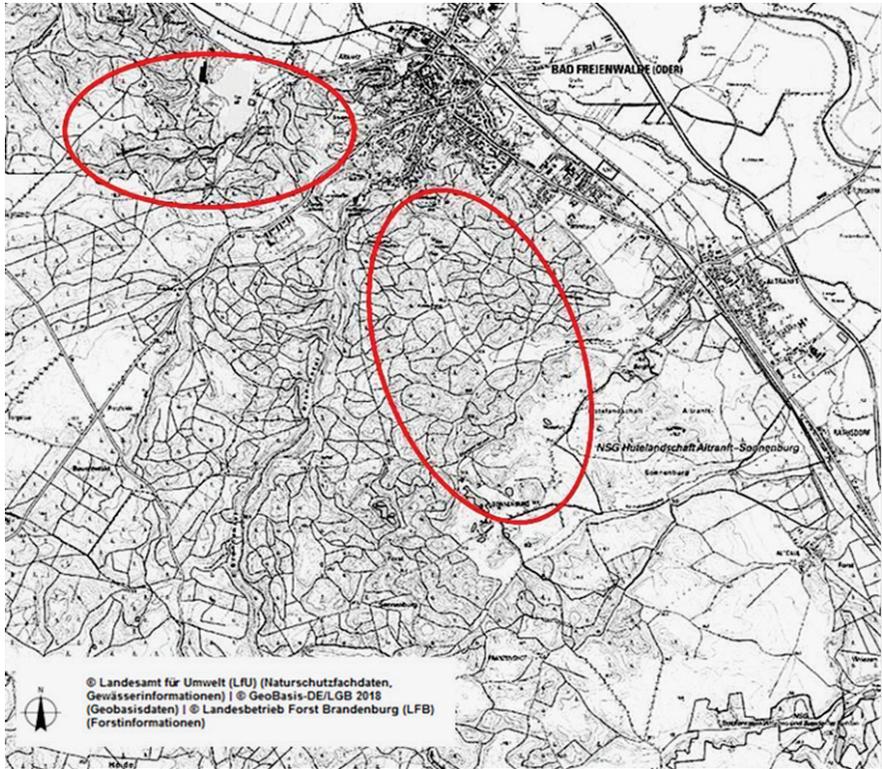


Abb. 1: Das historische Areal der Pinguicula vulgaris um Bad Freienwalde nach den Angaben bei Ascherson. Oben: Bereich Alaunwerk und Ahrendskehle, unten: Rotes Land bis zu den Nelkenbergen bei Sonnenburg. Kartengrundlage DTK25. © Landesamt für Umwelt (LfU) | © Geo-Basis-DE/LGB 2018.

an verschiedenen anderen Punkten der Freienwalder Gegend zahlreich zu finden war. Leider gelang es nicht, einen einzigen derselben wiederzufinden. Um die Worte unseres bewährten Berichterstatters F. Moewes zu gebrauchen, „die Touristen und die wildbotanisierende Freienwalder Jugend führen wider die schöne Pflanze ebenso wie gegen das zierliche Federgras, *Stipa pennata*, einen schonungslosen Krieg, der zur Vertilgung dieser Seltenheiten führen wird, wenn sich nicht die Behörde (wie es in Thüringen mit Bezug auf die seltenen Orchideen geschehen ist) zu polizeilichen Schutzmassregeln entschliesst“. So lautete das Fazit anlässlich der Hauptversammlung des Botanischen Vereins in Bad Freienwalde (ASCHERSON & GÜRKE 1890). Gut 20 Jahre später berichtet SCHULZ (1916) von einem „äußerst spärlichen“ Bestand auf einem Hügel südlich des Alaunwerks: „Ich fand am 7. Juni

103. *D. caesius* Sm. Sonnige Hügel, bisher nur bei Fw., dort aber nicht selten. Rothe Land; Fischerthal sehr häufig; Akazienberg *Rn.* am westlichen Abhange der Schlucht üblich vom Alaunwerk *Sch.*, *Rn.*!! Ahrendskehle *Rn.* Zuerst von *H.* entdeckt. Häufig in Gärten.

Sonnige Sandhügel, Kiefernwälder*), im östl. G. selten, aber gesellig. *D. F.* Grüner Tisch; Boosen *B.*! Fw. Rothe Land, bes. auf den Nelkenbergen sehr viel; Fischerthal; Akazienberg *Rn.* Hohlweg südl. vom Alaunwerk *Rn.*!! Ahrendskehle *Rn.*; zuerst in dieser Gegend von *H.* entdeckt. (Garz: Eichberge bei Hohenselchow *Rostkoviüs!* später nicht gefunden.) Häufig in Gärten, meist gefüllt.

Abb. 2: Aus ASCHERSON (1864): Flora der Provinz Brandenburg, der Altmark und des Herzogthums Magdeburg.

Sonnige Sandhügel, Kiefernwälder,¹⁾ im östl. G. selten, aber gesellig. **Brandenburg:** Schwiebus: Krämersborner grosse Heide am Fusssteig v. Sawische n. d. neuen Mühle (Golenz!); Mittelheide am Kalkteich (Gol. ! Decker!); Kl. Heide am langen Hals (Gol. !); Frankfurt: Grüner Tisch; Boossen! Freienwalde: Rothe Land, bes. Nelkenberge; Fischerthal; Akazienberg; südl. Alaunwerk!! Ahrendskehle; Weinberg. (Pommern: Garz: Eichberge bei Hohenselchow! ist *D. Carth. × aren.* vgl. Seehaus BV. Brand. XV. 107.) **Posen:** Kr. Schrimm: Górkasee b. Moschin!! Lucin; Kr. Birnbaum (Klöödohn!). Häufig in Gärten mit gefüllter Bth. Juni (sehr selten einzeln Sept.). [✂]

Abb. 3: Aus ASCHERSON & GRAEBNER (1898–1899): Flora des nordostdeutschen Flachlandes.

1914 eine einzige stark duftende Blüte. Es wird doch hoffentlich nicht die letzte Blüte der Pfingstnelke aus der Freienwalder Gegend gewesen sein! Früher kam diese Zierde unserer Flora in der Umgebung der Stadt häufig vor, besonders viel auf den Nelkenbergen am Roten Land. Dort fand ich von ihr keine Spur mehr. Die Hauptursache ihrer Vernichtung dürfte die Aufforstung des Geländes gewesen sein.“

Die Vorkommen bei Bad Freienwalde galten bis vor wenigen Jahren als erloschen (BENKERT 1976, FISCHER & KONCZAK 2000). Erst 2009 wurde ein Restbestand auf rund 150 m² im FFH-Gebiet „Sonnenburger Wald und Ahrendskehle“ wiedergefunden (B. Witt mdl., zit. in ROHNER & HOFFMANN 2010). Im Rahmen des WIPs-De-Projektes erfolgte dann eine gezielte Nachsuche in den Wäldern um Bad Freienwalde auf lichten Kuppen sowie an sämtlichen offenen und zumindest in kleineren Abschnitten mit Kiefern bestockten Südhängen im ehemaligen Verbreitungsgebiet. So konnte von M.-S. Rohner im März 2017 im Fischertal ein zweiter kleiner Bestand der Art mit einigen wenigen Pflanzen, verstreut auf einer Fläche von rund 200 m², gefunden werden. In den bei ASCHERSON (1864) besonders erwähnten Nelkenbergen und im „Roten Land“ ist die Art verschwunden, die Nelkenberge sind inzwischen mit Mischbeständen aus Robinien, Bergahorn und teils auch Buchen dicht bewachsen.

3. Methoden

3.1 Begriffsdefinitionen

Ansiedlungen, die im rezenten und historischen Verbreitungsgebiet stattfinden, werden nach ZIPPEL & LAUTERBACH (2018) unterschieden in Populationsstützungen (d. h. Ausbringung von Samen und/oder (Jung-)Pflanzen in eine bestehende Population mit dem Ziel, die Population vor dem Aussterben zu bewahren) und Wiederansiedlungen (d. h. Ansiedlung in einem Gebiet/einer Region, in dem/der die Art historisch vorkam, wo sie aber ausgerottet wurde oder ausgestorben ist.).

3.2 Flächenauswahl

Da die beiden Pfingst-Nelken-Bestände (Ahrendskehle und Fischertal) bei Bad Freienwalde recht klein sind, wurden auf beiden Flächen Populationsstützungen durchgeführt.

Für die Wiederansiedlungen wurden in der Umgebung Flächen gesucht, die ähnliche Standortbedingungen wie die Originalvorkommen aufweisen. Dafür lag der Fokus auf lückigen, sonnenexponierten Sandtrockenrasen in Hangbereichen auf sandig-lehmigen, basenhaltigen Böden mit geringem Aufwuchs und offenen Flächen im Traufbereich von Kiefern. Zu Beginn der Planungen wurden aus Daten der Biotopkartierung Brandenburg des Landesamtes für Umwelt unter Berücksichtigung von Schutzgebieten in der weiteren Umgebung sowohl in der historischen Literatur genannte Fundorte als auch 11 potenzielle Eignungsflächen ausgewählt und aufgesucht. Letztendlich schienen drei Flächen bei Bad Freienwalde sowie zwei Flächen in den Biesdorfer Kehlen bei Wriezen geeignet, die oben genannten Kriterien zu erfüllen (s. Tab. 1). Diese Flächen umfassen jeweils mehrere Teilflächen, die sich in Bodentextur, Bewuchs und Beschattung unterscheiden, um ein möglichst breites Spektrum potenziell geeigneter Mikrohabitate abzudecken.

Auf einer Wiederansiedlungsfläche wurde zusätzlich zu den Pflanzungen junger Individuen ein Ansaatversuch durchgeführt. Anzahl und Herkunft der jeweils auf den Flächen ausgepflanzten Pflanzen sind in Tabelle 1 dargestellt.

3.3 Populationsstützungen

Ahrendskehle

Die Pfingst-Nelken oberhalb der Ahrendskehle wachsen in einem lichten Kiefernwald auf einem südexponierten Steilhang, dessen lückige Krautschicht einzelne Basenzeiger wie *Festuca psammophila* und *Dianthus carthusianorum* (Nomenklatur der Pflanzenarten nach JÄGER [2021]) aufweist.

Tab. 1: Übersicht der Populationsstützungen und Wiederansiedlungen der Pfingst-Nelke (*Dianthus gratianopolitamus*) bei Bad Freienwalde.

Gebiet	Jahr		Herkunft des Materials	Bewirtschaftung	Kurzcharakterisierung
	2015	2017			
Populationsstützungen					
Ahrendskehle		95	Ahrendskehle	—	lichter stüdexponierter Kieferwald, lückige Krautschicht
Fischertal		135	Fischertal	—	lichter stüdexponierter Kieferwald, kaum Krautschicht
Wiederansiedlungen					
Akazienberg					
	Teilfläche 1	300	Ahrendskehle	Gehölzentfernung	stüdexponierte leicht beschattete, lückige Sandtrockenrasen
	Teilfläche 2	400	Ahrendskehle	Gehölzentfernung	stüdexponierte leicht beschattete, lückige Sandtrockenrasen
	Teilfläche 3	230	Ahrendskehle	—	lichter Kieferwald
	Teilfläche 4	80	Ahrendskehle	—	lichter Kieferwald
	Teilfläche 5	40	Ahrendskehle	—	leicht beschattete, vegetationsarme Sandfläche
Ahrendskehle		35	Ahrendskehle	—	leicht beschattete Sandterrassen mit lückiger Krautschicht
Saugrund	2 Teilflächen		Ahrendskehle und Fischertal	Pflegemahd	mehr oder weniger leicht beschattete und lückige Sandtrockenrasen
Biesdorfer Kehlen West	2 Teilflächen		Ahrendskehle und Fischertal	Schafbeweidung	artenreiche Sandtrockenrasen
Biesdorfer Kehlen Ost	2 Teilflächen		Ahrendskehle und Fischertal	Schafbeweidung	lückige niedrigwüchsige Sandtrockenrasen am Saum leichter Kieferbestände
Summe ausgebrachter Jungpflanzen		265			
Ansatz					
Akazienberg		500 Korn	Ahrendskehle	Gehölzentfernung	stüdexponierte leicht beschattete, lückige Sandtrockenrasen

Hang am Fischertal

Der Pfingst-Nelken-Bestand am Fischertal befindet sich in einem südwestlich exponierten lichten Kiefernwald, dessen Boden weitgehend vegetationsfrei ist. Neben den wenigen Exemplaren der Pfingst-Nelke wachsen hier spärlich *Anthericum liliiago* und *Festuca psammophila*.

3.4 Wiederansiedlungen

Akazienberg

Der Akazienberg befindet sich westlich von Bad Freienwalde. Aufgrund der starken Neigung und des nährstoffarmen Bodens des Südhangs ist die hier befindliche lückige Trockenrasenvegetation u. a. mit *Stipa borysthenaica*, *S. capillata*, *Anthericum liliiago*, *Potentilla cinerea* subsp. *incana* und *Festuca psammophila* über Jahre stabil, Pflegeeingriffe sind nur gelegentlich erforderlich. Der Botanische Verein von Berlin und Brandenburg pflegt die Fläche seit mehreren Jahren durch die Entnahme von Gehölzen.

Der in südlicher Richtung geneigte Steilhang weist unterschiedliche Standortbedingungen auf – die Böden reichen von rein sandigem bis zu basenreicherem und bindigerem Substrat mit pH-Werten um 4,6 und es sind am Waldrand gering beschattete, aber auch vollsonnige Bereiche vorhanden. Es wurden fünf unterschiedliche Teilflächen für die Pflanzungen ausgewählt. Die Gesamtfläche aller Teilflächen umfasst etwa 80 m × 30 m.

Ahrendskehle

Die kleine Fläche in der Ahrendskehle, wenige 100 m westlich des Altorkommens und umgeben von Kiefernbeständen, besteht aus zwei kleinen, sandigen Terrassen mit schütter bewachsenen, sehr offenen Sandtrockenrasen mit *Festuca brevipila* und *Euphorbia cyparissias*, die durch locker stehende, ältere Kiefern leicht beschattet werden. Die Fläche unterliegt keiner Nutzung oder Pflege.

Saugrund

Die beiden benachbarten Flächen im Saugrund, zwischen Bad Freienwalde und dem Akazienberg gelegen, sind mehr oder weniger leicht beschattete und lückige Sandtrockenrasen mit Basenzeigern wie *Stipa capillata*, *Dianthus carthusianorum* und *Festuca psammophila*. Sie werden jährlich vom Botanischen Verein gemäht.

Biesdorfer Kehlen West

Die Biesdorfer Kehlen werden von Schafen beweidet. Im westlichen Bereich des Gebietes wurden zwei nach Südosten exponierte Hangbereiche ausgewählt, auf denen basiphile Sandtrockenrasen mit Arten wie *Stipa borysthenaica*, *Silene otites*, *Potentilla cinerea* subsp. *incana* und *Dianthus carthusianorum* ausgebildet sind.

Biesdorfer Kehlen Ost

Die beiden ca. 250 m voneinander entfernt gelegenen Teilflächen im Osten des Gebietes weisen lückige Hänge mit Sandtrockenrasen auf, die von angrenzenden älteren Kiefern leicht beschattet werden. Sie sind in Südwestrichtung exponiert. Hier kommen u. a. *Stipa borysthena*, *Dianthus carthusianorum*, *Phleum phleoides* und *Festuca psammophila* vor.

3.5 Pflanzmaterial

In den Jahren 2013 und 2014 wurde Saatgut des zunächst einzigen bekannten Vorkommens in der Ahrendskehle entnommen, um im Botanischen Garten Berlin 1100 Jungpflanzen in magerem, sandigem Substrat anzuziehen. In den Folgejahren wurden von den beiden bekannten Beständen bei Bad Freienwalde Saatgut bzw. zusätzlich Stecklinge (Fischertal) gesammelt und insgesamt weitere gut 1000 Jungpflanzen angezogen. Die Anzucht sämtlicher Jungpflanzen erfolgte also aus Material, das am Wildstandort entnommen wurde.

Von der Population in der Ahrendskehle gibt es Erhaltungskulturen in den Botanischen Gärten Berlin und Potsdam. Für den Ansaatversuch wurden Samen aus der Potsdamer Erhaltungskultur verwendet.

3.6 Ausbringungsmethode

Die Pflanzungen erfolgten stets im Herbst, wenn der Boden durchfeuchtet war (Tab. 1). Auf einigen Flächen konnten die frisch gesetzten Pflanzen gewässert werden, auf anderen musste darauf aus logistischen Gründen verzichtet werden.

Die Pflanzen wurden in Reihen entlang von Markierungsschnüren (Abb. 4) gesetzt, um das jährliche Monitoring der Maßnahmen zu erleichtern. Der Abstand zwischen den Individuen einer Reihe betrug in der Regel 50 cm. Dichter bewachsene Bereiche, z. B. mit Horsten von *Phleum phleoides*, *Stipa*-Arten oder *Potentilla cinerea* subsp. *incana*, wurden ausgespart, ebenso Teilflächen mit weiteren seltenen und gefährdeten Arten. Der Abstand zwischen den Reihen war unterschiedlich und lag abhängig von der Struktur der Fläche bei einem bis zwei Metern. Die Populationsstützungen an den Originalvorkommen erfolgten ausschließlich mit eigenem Material, bei der Pflanzung am Fischertal wurde nicht zwischen Material aus Saatgut und Stecklingen unterschieden. Die Wiederansiedlungen am Akazienberg und in der Ahrendskehle erfolgten mit Material aus dem Originalvorkommen Ahrendskehle, die im Sauggrund und in den Biesdorfer Kehlen mit gemischtem Material, das zufällig auf die Flächen verteilt wurde.

Der Ansaatversuch erfolgte 2015 auf dem Akazienberg mit insgesamt 500 Korn auf drei getrennten Teilflächen à 1 m².



Abb. 4: Markierungsschnüre sichern gleichmäßige Pflanzabstände. Populationsstützung im Fischertal 23.10.2019 (Foto: M.-S. Rohner).

3.7 Monitoring

Eine Ansiedlungsmaßnahme ist als erfolgreich anzusehen, wenn eine stabile, langfristig überlebensfähige Population etabliert wurde, die sich selbstständig verjüngt (PAVLIK 1996). Die Beurteilung des Erfolgs einer Ansiedlung ist umso zuverlässiger, je länger und je mehr Monitoringdaten erhoben werden. Empfohlen wird ein Monitoring über mindestens drei Jahre, besser so lange, bis eine stabile Etablierung angenommen werden kann (RICHTER & GRÄTZ 2018). Andere Autoren empfehlen mindestens fünf Jahre (DIEKMANN 2016), für manche Ansiedlungen sogar Jahrzehnte (ALBRECHT et al. 2011, DALRYMPLE et al. 2012). Als Mindeststandard für das Monitoring von Ansiedlungsmaßnahmen sind Präsenz-Absenz-Daten zu erheben, besser zusätzlich Information über die neuen, durch Reproduktion entstandenen Individuen und die geschätzte Samenproduktion der angesiedelten Population (DIEKMANN 2016). Der Idealfall ist ein demographisches Monitoring mit der Verfolgung von einzelnen Individuen. Eine solche Art von Monitoring ist allerdings sehr zeit- und arbeitsintensiv (VITT et al. 2016).

Für die vorliegende Studie wurden jährlich zur Blütezeit Mitte/Ende Mai die blühenden, nicht-blühenden und abgestorbenen Pflanzen sowie Keimlinge mit verschiedenfarbigen Stecketiketten markiert und gezählt (Abb. 5).



Abb. 5. Die Pflanzen werden für die Kontrollzählung mit Stecketiketten markiert (Foto: M.-S. Rohner, 20.05.2019).

4. Ergebnisse und Diskussion

Für die einzelnen Flächen liegen bisher Monitoringdaten von Zeiträumen von einem bis fünf Jahren vor. Da dies, wie oben beschrieben, für eine Bewertung des Ansiedlungserfolges zu kurz ist, können wir nur eine vorläufige Bewertung der Maßnahmen vornehmen.

4.1 Überlebensraten bei den Auspflanzungen

Bei denjenigen Ansiedlungen, für die die Monitoringdaten über mindestens drei Jahre vorliegen, fiel die Überlebensrate von durchschnittlich 72 % im ersten Jahr auf 33,1 % im 3. Jahr. Die Spannweite der Überlebensraten reichte dabei je nach Fläche und Ausbringungsjahr von 25,9 % bis 77 % im ersten Jahr, fiel auf 34,3 % bis 63 % im zweiten Jahr und 28,2 % bis 60,7 % im dritten Jahr. Bei der ältesten Ansiedlung am Akazienberg von 2015 betrug die Überlebensrate nach 5 Jahren insgesamt 24 % (Tab. 2).

Die Überlebensraten der Ansiedlungen auf mehreren Teilflächen bzw. in verschiedenen Jahren unterschieden sich zum Teil erheblich. Auf dem Akazienberg lag die Spanne auf den verschiedenen Teilflächen (s. Tab. 1) nach dem ersten Winter zwischen 94,3 % und 32,5 % und nach dem fünften Winter zwischen 53,0 %

Tab. 2: Überlebens- und Blühtaten auf den verschiedenen Flächen.

Gebiet	Pflanzung (Jahr)	Überlebensrate (%)					Blühtate (%)				
		2016	2017	2018	2019	2020	2016	2017	2018	2019	2020
Populationsstützungen											
Ahrendskehle	2017			76,8	40,0	43,2			83,6	50,0	63,4
Fischertal	2017			77,0	63,0	60,7			58,7	69,4	81,7
Fischertal	2019					26,7					23,3
Wiederansiedlungen											
Akazienberg	2015	72,0	41,0	33,1	28,2	24,0	69,3	40,7	70,7	48,3	79,0
Ahrendskehle	2017			71,4	34,3	28,6			60,0	75,0	60,0
Saugrund	2019					25,9					40,3
Biesdorfer Kehlen West	2019					33,4					46,6
Biesdorfer Kehlen Ost	2019					44,2					47,2

und 2,5 % (s. Abb. 6). Damit liegen zumindest auf einigen Teilflächen die Werte in einer Größenordnung, wie sie auch bei anderen *Dianthus*-Ansiedlungen erreicht wurden: Bei *D. gratianopolitanus*-Ansiedlungen in Polen (JAŃCZYK-WĘGLARSKA et al. 2013) wurde nach 7 Jahren eine Überlebensrate von 77 % sowie bei *Dianthus morisianus*-Ansiedlungen auf Sardinien (COGONI et al. 2013) nach 2 Jahren eine Überlebensrate von 95 % beobachtet.

Die sehr verschiedenen Überlebensraten der Pfingst-Nelken auf den einzelnen (Teil-)Flächen und in verschiedenen Pflanz-Jahren sind offensichtlich sowohl auf unterschiedliche Standortbedingungen als auch auf die unterschiedliche Wasserversorgung der Jungpflanzen in den ersten Monaten zurückzuführen. So zeigten sich die höchsten Überlebensraten auf etwas beschatteten Teilflächen, die vor stärkerer Austrocknung geschützt waren. Die niedrigen Niederschlagsmengen in den Jahren 2018 und 2019 (DWD 2021; Abb. 7) könnten dazu geführt haben, dass bei der Pflanzung die Bodenfeuchte trotz der Herbstniederschläge im Jahr 2019 (123 % des zehnjährigen Mittels, Abb. 8) für ein erfolgreiches Anwachsen der Jungpflanzen nicht ausreichend war. Am niedrigsten waren die Überlebensraten auf sonnenexponierten Flächen, die durch Tritt (sowohl von Menschen als auch von Wildtieren) oder offene, nachrutschende Böden charakterisiert – also störungsreich – waren.

Unsere Ergebnisse zeigen weiterhin, dass neben einem zumindest zeitweise störungsfreien, geeigneten Standort für die Etablierung der Jungpflanzen vor allem die Wasserversorgung in den ersten Monaten die entscheidende Rolle spielen dürfte. Dies wird insbesondere beim direkten Vergleich der Populationsstützungen im Fischertal in den Jahren 2017, das durchgehend niederschlagsreich war, und der

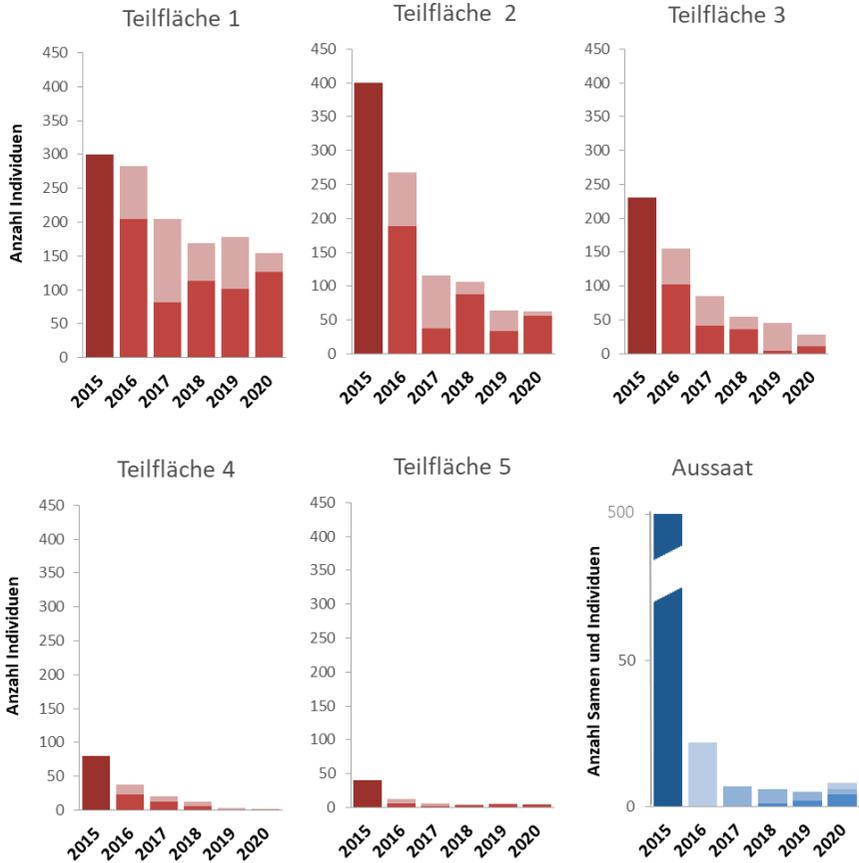


Abb. 6: Entwicklung der Pinguicula-Pflanzungen auf den unterschiedlichen Teilflächen am Akazienberg im Zeitraum 2015–2020. Die Säulen beim Ausbringen von Jungpflanzen (Teilfläche 1–5) zeigen: ■ ausgebrachte, ■ blühende und ■ nicht blühende Pflanzen. Die Säule beim Ausbringen von Samen (Aussaat) zeigt: ■ Aussaat, ■ Juvenile, ■ blühende und ■ nicht blühende Pflanzen.

Pflanzung im Herbst 2019 nach zwei trockenen Jahren deutlich. Während die 2017 gesetzten und nicht angegossenen Pflanzen nach dem ersten Winter zu einem hohen Prozentsatz (77 %) wiedergefunden werden konnten, die Überlebensrate nach 3 Jahren immer noch über 60 % lag und die Pflanzen von Jahr zu Jahr kräftiger werden, überlebten die im Herbst 2019 gesetzten und gewässerten Pflanzen nur zu knapp 27 %.

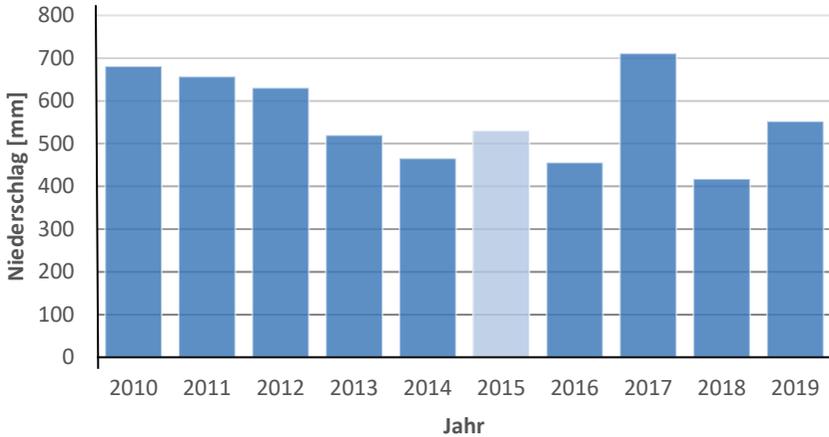


Abb. 7: Jahresmittel der Niederschläge der Wetterstation Heckelberg 2010–2019, rund 12 km Luftlinie von den Ansiedlungsflächen bei Bad Freienwalde entfernt. Für das Jahr 2015 liegen keine genauen Werte der Monate Juli und August vor, daher ist der Jahreswert von 530 mm nur ein grober Anhaltspunkt. Diesem Wert liegen die Mittelwerte der jeweiligen Monatssummen der benachbarten Stationen Rüdnitz und Haselberg zugrunde. Quelle: DWD (2021).

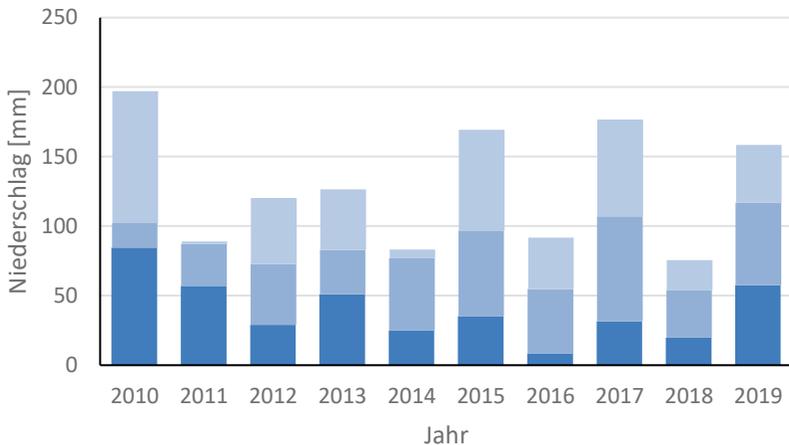


Abb. 8: Herbstmittel der Niederschläge der Wetterstation Heckelberg 2010–2019. Die Säulen zeigen die Monate: ■ September, ■ Oktober und ■ November. Quelle: DWD (2021).

Beim Vergleich der beiden Populationsstützungen mit den beiden Wiederansiedlungen (Tab. 2) zeigte sich eine durchschnittlich etwa 5 % höhere Überlebensrate bei Populationsstützungen im 1. Jahr, nach drei Jahren war die Überlebensrate um 9 % höher als bei den Wiederansiedlungen. Ob daraus geschlossen werden kann, dass Habitate, in denen noch Restpopulationen der Zielart bestehen, potenziell geeigneter sind als solche, bei denen das nicht der Fall ist, bedarf weiterer Untersuchungen.

Insgesamt liegen die bei unseren Versuchen erzielten Überlebensraten in einer typischen Spanne für publizierte Ansiedlungsversuche (GODEFROID et al. 2011). Die von uns gefundenen relativ hohen Überlebensraten im 1. Jahr und die Abnahme der Überlebensrate über die Zeit decken sich ebenfalls mit den Daten dieser Studie.

4.2 Ansaat

Auf den Ansaatflächen entwickelten sich aus 500 ausgebrachten Samen im 1. Jahr 22 Keimlinge, nach 5 Jahren waren insgesamt noch 6 Pflanzen vorhanden, von denen 3 blühten. 2020 konnten zwei neue Keimlinge gefunden werden. Ob diese noch verspätet aus Samen der ehemaligen Aussaat austrieben oder von den mittlerweile etablierten fruchtenden Pflanzen stammen, muss offen bleiben.

Diese Auflaufquote der Samen deckt sich mit den Ergebnissen von DRAYTON & PRIMACK (2000), deren Ansiedlungserfolge mit Jungpflanzen ebenfalls deutlich über dem der Ansaaten lagen.

Um bei Ansiedlungen eine entsprechende Zahl an Pflanzen zu etablieren, muss eine gegenüber Jungpflanzen vielfache Menge an Saatgut ausgebracht werden.

4.3 Blühraten und Verjüngung

Die Blühraten schwankten sowohl zwischen den Jahren als auch zwischen den Flächen (Tab. 2). Mit Ausnahme einer Teilfläche am Akazienberg, auf der die Blührate von 33 % im zweiten Jahr auf 100 % im fünften Jahr stieg, konnte kein Trend zu einer Zu- oder Abnahme der Blühraten über die Zeit beobachtet werden. Im Mittel über alle Flächen und Jahre betrug die Blührate ca. 60 %.

Bei den meisten Ansiedlungen nehmen die Blühraten mit der Zeit ab (GODEFROID et al. 2011), jedoch konnten COGONI et al. (2013) für *Dianthus morisianus* ebenfalls eine Zunahme der Blühraten über zwei Jahre beobachten.

Eine generative Vermehrung der angesiedelten Pflanzen konnte trotz reicher Blüte und entsprechend reicher Samenproduktion (ca. 7 Samen pro Kapsel, pers. Beob.) bisher nur auf einer Teilfläche auf dem Akazienberg nachgewiesen werden, wo im Jahr 2020 fünf Keimlinge gefunden wurden. Diese geringe generative Verjüngung ist möglicherweise auf die sehr trockenen Jahre im Untersuchungszeitraum zurückzuführen. Da bekannt ist, dass eine generative Vermehrung bei

krautigen, langlebigen Pflanzenarten von verschiedenen Faktoren abhängig ist und gar nicht oder nicht in gleichem Maße in jedem Jahr stattfindet (ECKSTEIN 2004), bleibt abzuwarten, ob sich in Zukunft die gepflanzten Populationen generativ vermehren.

Dianthus gratianopolitanus vermehrt sich vegetativ durch Ausläufer (HEGI 1979, BFN 2013). Die vegetative Vermehrung der gepflanzten Exemplare wurde in unserer Studie nicht systematisch erfasst, jedoch ist deutlich zu sehen, dass die meisten Individuen kräftig gewachsen sind (Abb. 9) und reichlich neue Rosetten gebildet haben, sowohl eng bei den Mutterpflanzen (polsterförmig) als auch mit bis zu 20 cm langen Ausläufern (pers. Beob.).



Abb. 9: Akazienberg, kräftige und reich blühende Exemplare in der Teilfläche 1 am 20.05.2019 (Foto: E. Zippel).

5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Für eine Ansiedlung von *Dianthus gratianopolitanus* in Brandenburg erweisen sich derzeit leicht beschattene Flächen wie zum Beispiel lichte ältere Kiefernwälder auf basenreichen, offenen Sandböden als geeignet, da hier der Boden vor Austrocknung geschützt ist und wenig Konkurrenz durch andere krautige Arten besteht.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass sich in wenigen Jahren vitale und blühende Vorkommen etablieren konnten. Die hohen Verlustraten in den ersten Jahren belegen, dass Ansiedlungen mit möglichst großen Individuenzahlen durchgeführt werden sollten, um trotz Ausfällen noch ausreichend große Vorkommen am Wuchsort zu erzielen (s. DIEKMANN 2016). MASCHINSKI & ALBRECHT (2017) schlagen eine Mindestzahl von 50 Individuen vor, wir empfehlen aufgrund unserer Erfahrungen drei- bis vierstellige Individuenzahlen (LAUTERBACH et al. 2021). Gleichzeitig zeigen unsere Ergebnisse aus der Ausbringung von Samen, dass eine Ansaat zwar wenig aufwändig und kostengünstig, zugleich aber zumindest kurz- bis mittelfristig mit geringerem Erfolg verbunden und noch stärker wetterabhängig als die Ausbringung von Jungpflanzen ist (s. GODEFROID et al. 2011, DIEKMANN 2016). Bei Arten, die wie die Pfingst-Nelke eine wahrscheinlich nur kurzlebige Diaporenbank im Boden aufbauen, dürfte die Pflanzung die geeignetere Methode für Ansiedlungen sein.

Unsere Erfahrungen deuten darauf hin, dass Pflanzungen nur nach nassen Wetterperioden erfolgen sollten, wenn der Boden tiefgründig durchfeuchtet ist und den Jungpflanzen genügend Wasser zur Verfügung steht. Ein einmaliges Angießen reicht bei trockener Witterung nicht aus. In trockenen Biotopen muss, um einen Ansiedlungserfolg zu gewährleisten, während niederschlagsarmer Wetterperioden regelmäßig gegossen werden (ZÖPHEL & PFEIFFER 2020).

Für die in den Jahren 2015–2019 erfolgten Populationsstützungen und Wiederansiedlungen wird weiterhin ein jährliches Monitoring durchgeführt, um den langfristigen Etablierungserfolg der Ansiedlungen bewerten zu können. Weitere Ausbringungen von *D. gratianopolitanus* bei Bad Freienwalde sind derzeit nicht geplant. Sollten weitere Flächen als geeignet betrachtet werden, können die Maßnahmen jedoch fortgesetzt werden.

Danksagung

An den Feldarbeiten waren beteiligt: Andreas Herrmann (Landesamt für Umwelt Brandenburg), Daniela Bunde, Thomas Dürbye, Tatjana Geer, Klaus Rudolph (BGBM), Helene Kelm, Frederic Schmidt (Hochschule Eberswalde, Praktikanten BGBM), Elisa Bauer (Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Praktikantin BGBM), Dr. Michael Burkart, Babette Pohlmann, Norbert Syska (Botanischer Garten Potsdam). Ihnen allen gilt unser Dank. Ebenfalls danken möchten wir Frank Zimmermann und Michael Ristow für wertvolle Hinweise zur Überarbeitung des Manuskripts.

Förderung

Finanziert wird das Projekt „Wildpflanzenschutz-Deutschland II (WIPS-De II)“ und sein Teilprojekt „Ansiedlungen und Populationsstützungen gefährdeter Verantwortungsarten“ (FKZ 3518685B01) durch das Bundesamt für Naturschutz im Rahmen des oben erwähnten Programms „Biologische Vielfalt“ in den Förderperioden 2013–2018 und 2018–2023.

Literatur

- ALBRECHT, M.A., GUERRANT Jr., E.O., KENNEDY, K. & J. MASCHINSKI 2011: A long-term view of rare plant reintroduction. – *Biol. Conserv.* 144: 2557e2558.
- ASCHERSON, P. 1864: Flora der Provinz Brandenburg, der Altmark und des Herzogthums Magdeburg. – Reprint 1999, Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft 5.
- ASCHERSON, P. & P. GRAEBNER 1898–1899: Flora des Nordostdeutschen Flachlandes (ausser Ostpreussen). – Berlin.
- ASCHERSON, P. & M. GÜRKE 1890: Bericht über die zweiundfünfzigste (zweiunddreissigste Frühjahrs-) Haupt-Versammlung des Botanischen Vereins der Provinz Brandenburg zu Freienwalde a.O. am 1. Juni 1890. – Verh. Bot. Ver. Brandenburg 32: I–XII.
- BARTSCHV (BUNDESARTENSCHUTZVERORDNUNG) vom 16. Februar 2005 (BGBl. I S. 258, 896), die zuletzt durch Artikel 10 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95) geändert worden ist.
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) 2013: FloraWeb. – Artensteckbrief: *Dianthus gratianopolitanus* Vill. – URL: <https://www.floraweb.de/pflanzenarten/gefaerdung.xsql?sipnr=1934&> (abgerufen am 08.02.2021).
- BENKERT, D. 1976: Floristische Neufunde aus Brandenburg und der Altmark. 3 Folge. – *Gleditschia* 4: 83–117.
- COGONI, D., FENU, G., CONCAS, E. & G. BACCHETTA 2013: The effectiveness of plant conservation measures: the *Dianthus morisianus* reintroduction. – *Oryx* 47: 203–205.
- DALRYMPLE, S.E., BANKS, E., STEWART, G.B. & A.S. PULLIN 2012: A meta-analysis of threatened plant reintroductions from across the globe. – In: MASCHINSKI, J. & K.E. HASKINS. (Eds.): *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. – Island Press, Washington 31–50.
- DIEKMANN, M., MÜLLER, J., HEINKEN, T. & C. DUPRÉ 2015: Wiederansiedlungen von Gefäßpflanzenarten in Deutschland – eine Übersicht und statistische Auswertung. – *Tuexenia* 35: 249–265.
- DIEKMANN, M. (Ed.) 2016: Handlungsleitfaden zur Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten als Naturschutzmaßnahme. – Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.
- DRAYTON, B. & R. PRIMACK 2000: Rates of success in the reintroduction by four methods of several perennial plant species in Eastern Massachusetts. – *Rhodora* 102 (911): 299–331.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) 2021: Jahresmittel der Niederschläge der Wetterstation Heckelberg 2010–2019. – CDC (Climate Data Center). – URL: <https://cdc.dwd.de/portal/> (abgerufen 26.08.2021).
- ECKSTEIN, L.R. 2004: Differential effects of interspecific interactions and water availability on survival, growth and fecundity of three congeneric grassland herbs. – *New Phytol.* 166: 525–536.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER 2010: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart.
- FISCHER, W. & P. KONCZAK 2000: Botanische Beobachtungen aus Prignitz, Havelland und Oderraum. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 133: 235–269.
- GODEFROID, S., PIAZZA, C., ROSSI, G. et al. 2011: How successful are plant species reintroductions? – *Biol. Conserv.* 144: 672–682.
- HEGI, G. (1979): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Band III: Angiospermae, Dicotyledones 1, Teil 2, 1959–1979. 2. völlig neu bearbeitete Auflage, – Paul Parey, Berlin-Hamburg.

- HEINKEN, T. 2009: Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. – *Tuexenia* 29: 305–329.
- IUCN/SSC 2013: Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. – IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- JÄGER, E.J. (Hrsg.) 2017: Rothmal. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. – 21. Aufl. – Spektrum Verlag, Berlin.
- JAŃCZYK-WĘGLARSKA, J., WĘGLARSKI, K. & J. WILAND-SZYMAŃSKA 2013: Active ex situ protection and reestablishment of *Dianthus gratianopolitanus* Vill. in the “Goździk siny w Grzybnie” reserve (Wielkopolska Province). – *Biodivers. Res. Conserv.* 32: 53–56.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & W. DURKA (Hrsg.) 2002: BIOLFLORE – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – *Schriftenr. Vegetationskd.* 38: 1–334.
- KUNOW, G. 1899: Flora von Freienwalde a. O. und nächster Umgebung. – Emil Pilger’s Verlag, Freienwalde.
- LAUTERBACH, D., ZIPPEL, E., BECKER, U. et al. 2021: Gefährdete Pflanzen erhalten – Wiederansiedlungen als Artenschutzmaßnahme. – *Natur & Landschaft* 9/10: 475–481.
- MASCHINSKI, J. & M.A. ALBRECHT 2017: Center for plant conservation’s best practice guidelines for the reintroduction of rare plants. – *Plant Divers.* 39: 390–395.
- MAUNDER, M. 1992: Plant reintroduction: an overview. – *Biodivers. Conserv.* 1: 51–61.
- METZING D., HOFBAUER, N., LUDWIG, G. & G. MATZKE-HAJEK (Red.) 2018: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 7 Pflanzen. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 1–784.
- NETPHYD & BFN (NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS E.V. & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (Hrsg.) 2013: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Bonn-Bad Godesberg.
- PAVLIK, B.M. 1996: Defining and measuring success. – In: FALK, D.A., MILLAR, C.I. & M. OLWELL (Hrsg.): *Restoring Diversity, Strategies for Reintroduction of Endangered Plants.* – Island Press, Washington: 127–55.
- RICHTER, F. & C. GRÄTZ 2018: Leitfaden für Wiederansiedlung und Populationsstützung von Pflanzen in Sachsen. – *Schriftenreihe des LfULG* 1: 1–62. – URL: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/30274/documents/44766> (abgerufen am 04.02.2021).
- RISTOW, M., HERRMANN, A., ILLIG, H., KLÄGE, H.-C., KLEMM, G., KUMMER, V., MACHATZI, B., RÄTZEL, S., SCHWARZ, R. & F. ZIMMERMANN 2006: Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs. – *Naturschutz Landschaftspf. Brandenburg* 15/4, Beilage. Potsdam: 1–163.
- ROHNER, M.-S. & T. HOFFMANN 2010: Managementplan für Pflanzenarten der kalk- und basenreichen Trockenstandorte. – im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Ö2, unveröff. – URL: <https://lfu.brandenburg.de/daten/n/natura2000/themen-mp/TMP-Pflanzen-Trockenstandorte.pdf> (abgerufen am 12.02.2021).
- SCHEMSKE, D.W., HUSBAND, B.C., RUCKELSHAUS, M.H., GOODWILLIE, C.G., PARKER, I.M. & J.G. BISHOP 1994: Evaluating approaches to conservation of rare and endangered plants. – *Ecology* 75: 584–606.
- SCHULZ, R. 1916: Eine floristische und geologische Betrachtung des märkischen unteren Odertales. – *Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg* 58: 76–105.

- VITT, P., TIENES, M., SKOGEN, K. & K. HAVENS 2016: Optimal monitoring of rare plant populations. II. Data collection and analysis. – Report for the USDA Forest Service. – URL: https://www.chicagobotanic.org/sites/default/files/pdf/fs_optimal_monitoring_report_ii.pdf (abgerufen am 04.02.2021).
- WÖHRMANN, F., BURKART, M., LAUTERBACH, D. et al. 2020: WIPS-DE II Wildpflanzenschutz Deutschland Botanische Gärten übernehmen Verantwortung. – Gärtnerisch Botanischer Brief 2: 24–36.
- ZIPPEL, E., HEINKEN-ŠMÍDOVÁ, A., TSCHÖPE, O., BURKART, M., LAUTERBACH, D. & S. WEIBACH 2021: Maßnahmen zum Schutz seltener und bedrohter Verantwortungsarten im Rahmen des WIPS-De Projektes in Berlin-Brandenburg. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 153: 209–217.
- ZIPPEL, E. & D. LAUTERBACH 2018: Leitlinien zur Ansiedlung gefährdeter Wildpflanzen Guidelines for reintroduction of endangered plants. – URL: https://www.wildpflanzenschutz.uni-osnabrueck.de/wp-content/uploads/2019/05/Leitlinien_Ansiedlungen.pdf (abgerufen am 04.02.2021).
- ZÖPHEL, B. & T. PFEIFFER 2020: Bemerkungen zu dem Versuch der Etablierung eines Erhaltungsbestandes von *Pulsatilla pratensis* ssp. *nigricans* im FND „Zechstein“ Radebeul. – Ber. Naturf. Ges. Oberlausitz 28: 121–136.

Anschriften der Verfasserinnen und des Verfassers:

Dr. Anna Heinken-Šmídová
 Dr. Okka Tschöpe
 Dr. Elke Zippel
 Botanischer Garten und Botanisches Museum
 Berlin (BGBM), Freie Universität Berlin
 Königin-Luise-Str. 6–8
 14195 Berlin

Maria-Sofie Rohner
 Totilastr. 21
 12103 Berlin

Dr. Daniel Lauterbach
 Botanischer Garten der Universität Potsdam
 Maulbeerallee 3
 14469 Potsdam

Eingang des Manuskripts am 27.09.2021, endgültig angenommen am 03.12.2021.