

Beiträge zur Populationsbiologie und Vergesellschaftung von *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. *)

Anke DITTBRENNER, Monika PARTZSCH und Isabell HENSEN

11 Abbildungen und 6 Tabellen

ABSTRACT

DITTBRENNER, A.; PARTZSCH, M.; HENSEN, I.: Contributions to the population biology and association of *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. – *Hercynia N.F.* 38 (2005): 59–87.

Angelica palustris (Apiaceae) is a rare and rapidly declining grassland species occurring in whole Europe. It is protected by the Bern Convention and the Fauna-Flora-Habitat Directive. The stands existing still now in Germany are a western outpost of the south-sarmatic-south-siberian area. The species grows on oligotrophic up to moderate eutrophic locations and was found in five different communities of *Calthion palustris*, *Caricion elatae* and *Molinion caeruleae*. We investigated 14 populations in four federal states of East Germany in total. The populations strongly varied in size (between 4 and 1500 individuals). In order to assess the fitness of the populations, the height of flowering shoots, the number of umbels and the number of diaspores were recorded. As a result of the analysis of the mentioned parameters there were not found significant relationship to the plant community in which *A. palustris* was found as well as to the nutrient conditions. It seems that water supply plays a major role, due to the disappearance of this species caused by the drawdown.

The investigation of the parameters of the population near Zwintschöna was carried out during three years including the consideration of the local weather dataset. A strong correlation between the population parameters and the weather conditions was found. Warm and wet days in June positively affected the population size and fitness in particular.

The keeping of both original moist to wet soil conditions and traditional land-use of the stands of *Angelica palustris* as litter meadows are the most important requirement for the conservation of this rare and endangered species. Otherwise the decline of the species will continue.

Key words: *Angelica palustris*, nature conservation, wet grasslands, plant communities, fitness, population size

1 EINLEITUNG

Angelica palustris (BESSER) HOFFM. gilt europaweit als stark gefährdet (BRD RL-2!; Slowakei RL-1/0; Tschechien, Polen und Ungarn RL-1; Rumänien RL-3/R). Die in Deutschland noch existierenden Vorkommen bilden die westlichsten Vorposten des südsarmatisch-südsibirischen Areals (WELK 2002).

Aus pflanzengeographischer Sicht besteht für die durch Nutzungsänderungen stark rückläufigen heimischen Vorkommen eine große Schutzverantwortung (KORNECK et al. 1996). Diese wird auch durch die Größe des Hauptareals, in dem die Sippe nur sehr lokal gehäuft auftritt, nicht wesentlich gemindert (WELK 2002) und spiegelt sich auch darin wider, dass *A. palustris* in der Europäischen FFH-Richtlinie (NATURA 2000) verzeichnet ist.

Einen beträchtlichen Teil der biotischen Umwelt einer Pflanze bildet die Vegetation, die direkt oder indirekt z.B. durch Konkurrenz oder als Lebensraum für Bestäuber wirkt (BECKER 2003). Die Kenntnis der

*) Diese Arbeit möchten wir Herrn Prof. Dr. Ernst-Gerhard Mahn zu seinem 75. Geburtstag widmen.

Artenzusammensetzung einer Fläche erlaubt Rückschlüsse über die Standortsbedingungen sowie ihre Geschichte, Nutzung und Pflege (ELLENBERG 1996). Aus der Vegetationsanalyse lässt sich die ökologische Spannbreite der zu untersuchenden Art ableiten. Potentielle Habitate können so bestimmt und eventuell die Frage beantwortet werden, warum die entsprechende Art an geeigneten Standorten nicht bzw. nicht mehr zu finden ist (BECKER 2003). Populationsbiologische Untersuchungen können dazu beitragen, die Fitness und damit die Stabilität von Populationen seltener oder gefährdeter Arten zu bewerten.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Populationen der einzelnen in Deutschland noch verbliebenen Vorkommen von *A. palustris* hinsichtlich ihres Zustandes, der Habitatnutzung und der standörtlichen Gegebenheiten, wie z.B. Artenzusammensetzung und Nährstoffversorgung zu charakterisieren. Häufig ist die Habitatqualität entscheidend dafür, ob und wie gut eine Art in einem entsprechenden Lebensraum existieren kann. Des Weiteren werden Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten zwischen den „erloschenen“ und den aktuellen Populationsstandorten analysiert. Ein wichtiger Aspekt hierbei ist die traditionelle und gegenwärtige Nutzung bzw. Pflege der betroffenen Flächen, die mögliche Rückschlüsse auf die Effizienz des Pflegeregimes erlauben. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie sollen dazu dienen, Pflegemaßnahmen daraufhin zu überprüfen, ob sie geeignet sind, die Populationen von *A. palustris* mittel- bis langfristig zu erhalten und zu stabilisieren.

2 BIOLOGIE UND VERBREITUNG VON *ANGELICA PALUSTRIS* (BESSER) HOFFM.

Angelica palustris, die Sumpf-Engelwurz, gehört zur Familie der Apiaceae. Im Jahre 1809 wurde sie von J. W. Besser unter dem Namen *Imperatoria palustris* erstmals beschrieben und 1814 durch G. F. Hoffmann zur Gattung *Angelica* gestellt. Dabei erhielt sie den heute gültigen Namen. Ein häufig verwendetes Synonym ist *Ostericum palustre* BESSER 1822 (HEGI 1965; RYBKA et VRBICKÝ 2002).

A. palustris ist meist zwei- bis dreijährig, dabei wird ihre Grundrosette jährlich erneuert. Die Pflanzen sterben nach einmaligem Blühen (Juli-August) und Früchten ab. In Kultur wurde allerdings beobachtet, dass sie bis zu sechs Jahre im sterilen Zustand verbleiben können (RYBKA et VRBICKÝ 2002).

Die Sumpf-Engelwurz besitzt scharfkantig-gefurchte Stängel, meist herzförmige, grob kerbig gesägte Laubblattabschnitte, die unterseits auf den Nerven und am Rand borstig behaart sind. Die Blattstiele sind unterseits gekielt und charakteristisch winklig rückwärts geknickt (Abb. 1). Diese Eigenschaften unterscheiden sie von der verwandten Art *Angelica sylvestris* L. Ebenfalls als diagnostisches Merkmal gelten die fast kahlen Doldenstrahlen der Sumpf-Engelwurz (ROTHMALER 2002). Bei gemeinsamem Vorkommen mit *A. sylvestris* wird eine Bastardierung zwischen beiden Arten für wahrscheinlich gehalten (ANONYMUS 2002).

Die Früchte (Doppelachänen) von *A. palustris* sind 4–5 mm lang, besitzen keine besonderen Ausbreitungseinrichtungen, sind aber schwimmfähig (KORNECK et al. 1996).

Die Keimung erfolgt hauptsächlich erst in der Zeit von Ende April bis Anfang Mai. Die vollentwickelten Pflanzen besitzen 6–8 Blätter und bilden unter günstigen Bedingungen im nächsten Jahr Blüten (RYBKA et VRBICKÝ 2002).

Zu den Herbivoren von *A. palustris* zählen Schnecken, wie Vertreter der Gattung *Arion* und die Art *Helix pomatia* L. (RYBKA et VRBICKÝ 2002) sowie die Raupen des Schwalbenschwanzes (*Papilio machaon* L.); an pathogenen Pilzen wurde der Mehltau *Erysiphe umbelliferarum* DE BARY nachgewiesen (RYBKA et VRBICKÝ 2002).

A. palustris besiedelt nasse, gelegentlich überschwemmte Niedermoorwiesen. Sie gilt als konkurrenzstark, ist aber gegen Austrocknung ihrer Standorte sehr empfindlich (KORNECK et al. 1996).

Die Sumpf-Engelwurz besitzt ein submeridional-temperates, europäisch-westsibirisches Areal. Sie kommt in Ost- und Zentral-Europa, nach Norden bis Estland, nach Westen bis Mitteldeutschland und nach Süden bis Crna Gora (Montenegro) vor (TUTIN et al. 1991, Abb. 2). In Deutschland gibt es Fundorte im Thüringer



Abb. 1 Graphische Darstellung von *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. nach SLAVIK (1997)

Becken, in der Elster-Luppe-Aue, der Fuhne-Niederung und im Havelgebiet (GARCKE 1848; HEGI 1965; HAUPLER et SCHÖNFELDER 1989; BENKERT et al. 1996; HERDAM 2001). Die chorologische Verbreitung von *A. palustris* in Europas, dargestellt in Abb. 3, wurde aus Daten folgender Florenwerke, Verbreitungsatlanten sowie Internetveröffentlichungen erstellt: HEGI (1965); Soó (1973); FUTÁK (1984); HARTL (1992); SLAVIK (1997); BENKERT et al. (1996); CERNOVSKY et al. (1999); HARDTKE et IHL (2000); KÁZMIERCZAKOWA (2001); Internetseiten a-c.

Die Bestandssituation von *A. palustris* wird von KORNECK et al. (1996) als selten eingeschätzt. Für den östlichen Teil Deutschlands sollen früher mindestens 50 Vorkommen bekannt gewesen sein. Dagegen fehlt sie im westlichen Teil der BRD; Angaben für Bayern beruhen auf einer Fehlbestimmung (KORNECK et al. 1996). Ähnliche Rückgangstendenzen weist die untersuchte Art auch in einigen europäischen Ländern des Hauptverbreitungsgebietes auf. Zu ihnen gehören Polen, Tschechien, die Slowakei und Ungarn (Abb. 3).

A. palustris ist eine nach der Berner Konvention, Anhang I und der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH), Anhänge II und IV geschützte Art. In der Roten Liste (RL) gefährdeter Pflanzen Deutschlands (KORNECK et al. 1996) gilt sie in Mecklenburg-Vorpommern als ausgestorben oder verschollen (RL-0), in Brandenburg und Sachsen-Anhalt als vom Aussterben bedroht (RL-1) und in Thüringen als stark gefährdet (RL-2). Aktuell sind 11 mehr oder weniger bedrohten Fundorte in den genannten Bundesländern bekannt.

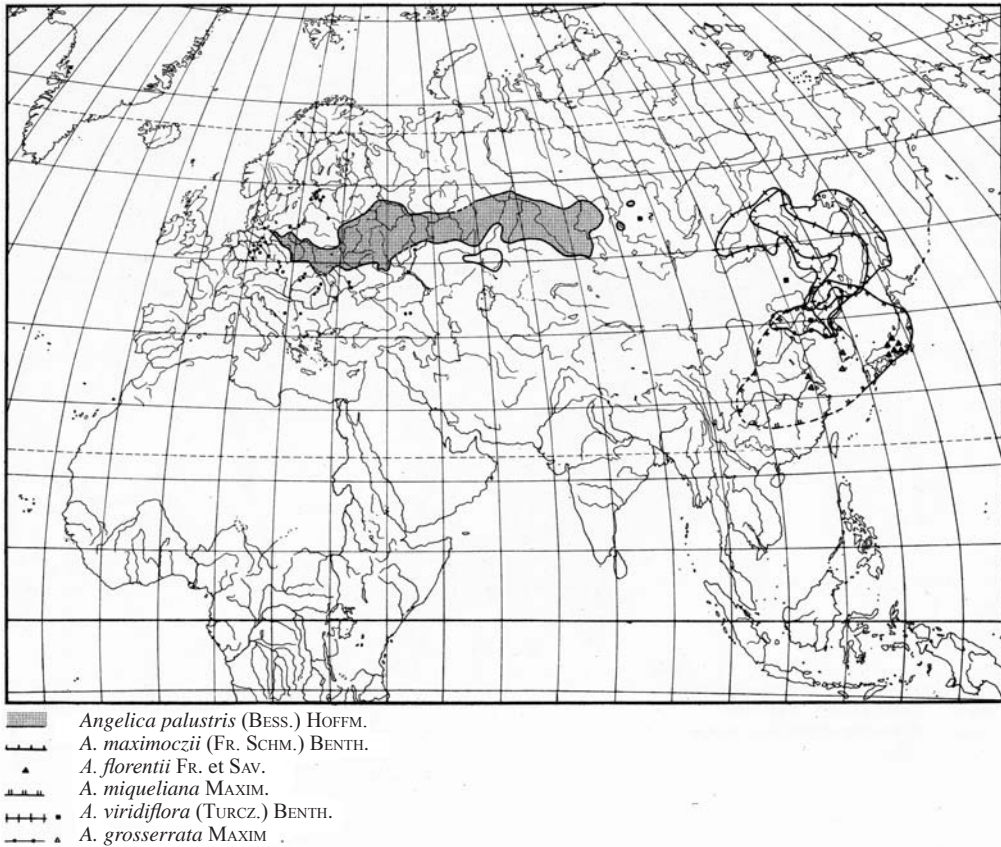


Abb. 2 Arealkarte von *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. nach MEUSEL et al. (1978)

3 UNTERSUCHUNGSGEBIETE

3.1 Sachsen-Anhalt

In Sachsen-Anhalt sind heute noch vier Vorkommen von *A. palustris* mit 1 bis ca. 300 Individuen bekannt. Dem stehen 19 erloschene Vorkommen gegenüber (HERDAM 2001).

In der Fuhne-Niederung wurden drei aktuelle Standorte sowie vier ehemalige Vorkommen untersucht. Außerdem wurden eine Fläche bei Zwintschöna und der „erloschene“ Standort Balditz aufgenommen (Tab. 1).

Die Untersuchungsgebiete liegen in der Klimaregion der Leipziger Bucht. Im langjährigen Mittel (1951–1980) fallen 500–550 mm Niederschlag. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt ca. 8,6 °C (KRUMBIEGEL et al. 2002).

3.2 Thüringen

Im Thüringer Becken existieren zwei aktuelle Vorkommen von *A. palustris* im Haßlebener und im Alperstedter Ried. Im Bereich des Alperstedter Riedes konnten zwei Teilpopulationen nachgewiesen wer-

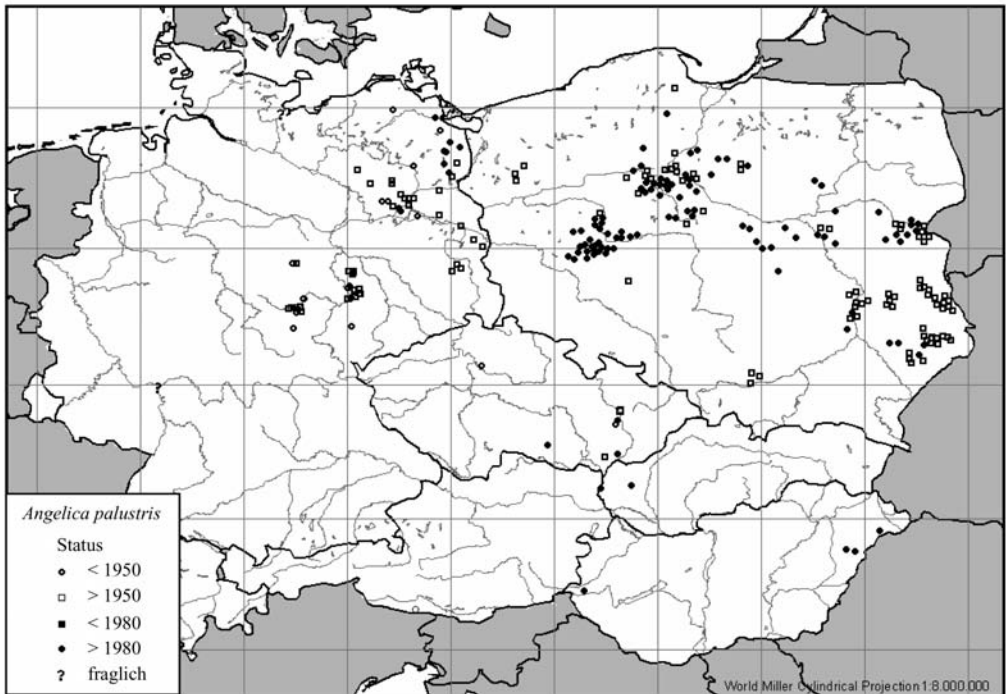


Abb. 3 Rückgangstendenzen von *Angelica palustris* in Europa. Bei den als fraglich eingeschätzten Fundortmeldungen handelt es sich um aktuelle Internetangaben des European Nature Information System (EUNIS) (Internetseite a)

den. Als „erloschener“ Standort wurde eine Fläche bei Wernighausen aufgenommen. Zur klimatischen Charakterisierung der Untersuchungsgebiete wurden Daten der nächstgelegenen Klimastation (Erfurt-Bindersleben) verwendet. Im langjährigen Mittel (1961–1990) fallen 500 mm Niederschlag pro Jahr. Die regenreichste Zeit (monatliche Mittel von 49–67 mm) sind die Monate Mai bis August, während derer zugleich die höchsten Durchschnittstemperaturen (11,8–16,6 °C) erreicht werden. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 7,9 °C (www.klimadiagramme.de).

3.3 Brandenburg

Für Brandenburg wurden 2003 fünf aktuelle Vorkommen von *A. palustris* gemeldet. Diese befinden sich im Havelländischen Luch (Brieselang, Rohrbeck) und in der Uckermark (Dauer). Von einem weiteren Vorkommen in der zuletzt genannten Region liegen Vegetationsdaten vor. Dieser Fundort in der Nähe von Seehausen ist erst zum Ende der Vegetationsperiode 2003 wieder bestätigt worden. Die Größe der Population wird auf ca. 450 Exemplare geschätzt (MOHR, mdl. Mitt.). Das fünfte Vorkommen befindet sich in der Nähe von Bruchhagen. Diese Population konnte nicht mit in die Untersuchungen einbezogen werden, da der genaue Standort für den Bearbeiter wahrscheinlich wegen eines Mahdereignisses nicht auffindbar war.

Zur klimatischen Charakterisierung der Fundorte Brieselang und Rohrbeck wurde auf Klimadaten der Station Potsdam zurückgegriffen, an der Jahresmittel von durchschnittlich 592 mm Niederschlag und 8,7 °C Temperatur gemessen wurden. Die höchsten Temperaturen werden in den Monaten Mai bis August erreicht (Monatsmittel 13,2–17,9 °C). In diesen Zeitraum fällt auch das Niederschlagsmaximum von 69 mm (www.klimadiagramme.de). Die Jahresdurchschnittstemperatur im nördlichen Teil der Uckermark beträgt 7,5 °C, und es fallen etwa 580 mm Niederschlag pro Jahr (langjähriges Mittel 1951–1980 Woldegk).

Tab. 1 Übersicht über die untersuchten Flächen mit Abkürzungen, den Koordinaten, der Region und der jeweiligen Populationsgröße von *Angelica palustris* (TB = Thüringer Becken, LB = Leipziger Bucht, UR = Uckermark-Randowbruch; HG = Havelgebiet)

Fläche	Abkürzung	regionale Gruppe	Koordinaten		aktuelle
			Breite	Länge	Wuchsorte
Alperstedt hinten	Ah	TB	51,10514	11,05540	x
Alperstedt vorn	Av	TB	51,10649	11,05573	x
Bergholz 1	B1	UR	53,44119	14,19765	x
Bergholz 2	B2	UR	53,44162	14,19829	x
Balditz	Ba	LB	51,28333	12,08333	
Brieselang	BL	HG	52,58333	13,00000	x
Dauer 1	D1	UR	53,38333	13,91667	x
Dauer 2	D2	UR	53,38333	13,91667	x
Haßleben	H	TB	51,12780	10,99743	x
Quellbusch 1	Q1	LB	51,65238	12,11462	
Quellbusch 2	Q2	LB	51,65342	12,11633	x
Quellbusch 3	Q3	LB	51,65792	12,11707	
Quellbusch 4	Q4	LB	51,66151	12,12503	
Quellbusch 5	Q5	LB	51,67272	12,13625	
Quellbusch-Wiese	QW	LB	51,65029	12,10549	x
Radegast	R	LB	51,65657	12,10948	x
Rohrbeck hinten	Rh	HG	52,53333	13,03333	x
Rohrbeck vorn	Rv	HG	52,53333	13,03333	x
Seehausen	S	UR	53,21420	13,87615	x
Wernighausen	W	TB	51,13507	11,00621	
Zwintschöna	Z	LB	51,45000	12,05000	x

3.4 Mecklenburg-Vorpommern

A. palustris galt bis 2002 in Mecklenburg-Vorpommern als ausgestorben oder verschollen, bis sie im Frühjahr 2003 in der Nähe von Bergholz nahe der polnischen Grenze entdeckt worden ist (VOIGTLÄNDER, mdl. Mitt.). Im langjährigen Mittel (1951–1980) fallen in diesem Gebiet 530–570 mm Niederschlag pro Jahr. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt ca. 8,0 °C (VEIT et al. 1987).

4 MATERIAL UND METHODEN

4.1 Vegetations- und populationsbiologische Analysen

Die Wahl der Untersuchungsflächen für die Vegetationsaufnahmen fiel auf einige der „erloschenen“ und auf die aktuellen Vorkommen der Art innerhalb Deutschlands. Auf jeder ausgewählten Untersuchungsfläche (25 m²) erfolgte die Erfassung der Vegetation nach der modifizierten BRAUN-BLANQUET-Skala (MUELLER-DOMBOIS et ELLENBERG 1974, DIERSCHKE 1994). Zusätzlich wurden die Deckungsgrade der Arten prozentgenau geschätzt. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten richtete sich nach ROTHMALER (2002); die Bestimmung der Pflanzengesellschaften erfolgte nach SCHUBERT et al. (2001).

Für die Untersuchungsgebiete Quellbusch (Quellbusch 2; KRUMBIEGEL et al. 2002) und Alperstedt (NSG „Alperstedter Ried“ „vorne“ bzw. „hinten“; KORSCH 1993) konnte außerdem auf Aufnahmen aus den Jahren 2000 bzw. 1992 zurückgegriffen werden. Dies ermöglichte einen indirekten Vegetationsvergleich nach DIERSCHKE (1994) und daher eine Aussage über die Vegetationsentwicklung innerhalb des entsprechenden Zeitraumes.

Für die Bewertung der Fitness der untersuchten Populationen wurden neben der Zählung der Individuen pro Population weitere populationsbiologische Daten erhoben. Hierzu wurden 10 Individuen zufällig verteilt über die gesamte Population ausgewählt und deren Blütenstandshöhe, die Anzahl der Dolden und Döldchen sowie der Diasporensatz bestimmt. Des Weiteren wurde pro Population die Anzahl an fertilen und sterilen Individuen ermittelt.

Am Standort Zwintschöna wurden in den Jahren 2001 bis 2003 wiederholt Zählungen der Populationsgröße vorgenommen sowie jährlich Vegetationsaufnahmen erstellt. Für 2002 und 2003 erfolgte zusätzlich die Erfassung der Fitnessparameter Blütenstandshöhe, Anzahl der Döldchen und Diasporensatz.

4.2 Bodenanalysen

Bei jeder Vegetationsaufnahme wurde eine Bodenmischprobe aus 15 Einstichen der obersten (ca. 10–15 cm) Zentimeter unterhalb der Streuschicht (falls vorhanden) entnommen. Die Beprobung erfolgte mit einem Bohrstock. Das Material wurde anschließend luftgetrocknet und diente für alle weiterführenden Untersuchungen. Der Prozentsatz an Restwasser diente als Korrekturfaktor der Gehaltsbestimmungen von Elementen oder Ionen. Die Proben wurden wie folgt analysiert: 1. absoluter Gehalt an Kohlenstoff und Stickstoff (CN-Analyser), 2. basisch wirkende Kationen Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium (Ammoniumchloridaufschluß), 3. Phosphatgehalt (Doppellactatmethode), 4. Karbonatgehalt (gasvolumetrische Messung nach Scheibler), 5. pH-Wert (elektrometrisch in KCl und H₂O) und 6. Leitfähigkeit.

4.3 Statistische Methoden

Die Vegetationsaufnahmen wurden einer weiteren Analyse mittels CCA unterzogen (Programm Canoco 4.5; TER BRAAK 2002) und die entsprechende Grafik mit „CanoDraw“ erstellt. Für weitere Untersuchungen wurden intervallskalierte, normalverteilte Parameter mit der Pearson Korrelationsanalyse sowie ordinalskalierte Parameter mit der Spearman-Rang-Korrelationsanalyse getestet. Die Überprüfung der Daten auf Normalverteilung erfolgte mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test sowie Q-Q-Diagrammen, die Berechnungen wurden mit „SPSS 10.0 für Windows“ (SPSS INC. 1999) vorgenommen. Um zu überprüfen, ob sich die Populationen hinsichtlich der erhobenen populationsbiologischen Parameter unterscheiden, kam der Kruskal-Wallis Test zur Anwendung.

5 ERGEBNISSE

5.1 Vegetationskundliche Untersuchungen

5.1.1 Vergesellschaftung von *Angelica palustris*

Die aufgenommenen Flächen lassen sich hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzungen verschiedenen Gesellschaften zuordnen (Tab. 2, im Anhang). Es konnten folgende Assoziationen bestimmt werden:

Klasse: Molinio-Arrhenatheretea R. Tx. 1937
Ordnung: Molinietales caeruleae W. Koch 1926

Verband: *Calthion palustris* R. Tx. 1937
 Assoziation: **Angelico sylvestris-Cirsietum oleracei (AC)** R. Tx. 1937
 (Engelwurz-Kohldistelwiese)

Beim *Angelico sylvestris-Cirsietum oleracei* handelt es sich um eine dicht- und hochwüchsige, stauden- und ertragreiche Feuchtwiese. Die Verbreitung dieser als stark gefährdet angesehenen Gesellschaft erstreckt sich vom pleistozänen Tiefland bis zum submontanen Gebirgsvorland (SCHUBERT et al. 2001). Für die folgenden sechs Untersuchungsflächen wurde dieser Gesellschaftstyp bestimmt: Haßleben, NSG Alperstedter Ried „vorne“, Radegast, Zwintschöna, Balditz, Seehausen.

Verband: *Molinion caeruleae* W. Koch 1926
 Assoziation: **Molinietum caeruleae (M)** W. Koch 1926
 (Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiese)

Das *Molinietum caeruleae*, eine sehr krautreiche und buntblütige Gesellschaft, findet man an mäßig entwässerten, oligo- bis mesotrophen Niedermoorstandorten in den Jungmoränenlandschaften Mecklenburg-Vorpommerns und Mitteldeutschlands, dort vor allem in den Kalkniedermooren des Thüringer Beckens. Die Assoziation gilt aufgrund von Nutzungsänderungen, Düngung und Entwässerung als sehr stark gefährdet (SCHUBERT et al. 2001). Der Gesellschaft konnten die Bestände Quellbusch 2, Quellbusch W, Brieselang, Rohrbeck und NSG Alperstedter Ried „hinten“ zugeordnet werden.

Klasse: *Phragmitetea australis* R. Tx. et Prsg. 1942
 Ordnung: *Magnocaricetalia* Pign. 1953
 Verband: *Caricion elatae* W. Koch 1926
 Assoziation: **Caricetum paniculatae (Cpa)** Wangerin 1916 ex v. Rochow 1951
 (Rispenseggen-Ried)

Dieses bultige Großseggenried kommt zerstreut im nordeutschen Jungpleistozän und im montanen Süd- und Westdeutschland vor. In Mitteldeutschland ist die an neutral-meso- bis -eutrophen Standorten (Quell- Hangmoore) vorkommende Assoziation dagegen selten. Das *Caricetum paniculatae* konnte für die Fläche Bergholz 1 bestimmt werden.

Assoziation: **Caricetum appropinquatae (Cap)** (W. Koch 1926) Aszód 1936
 (Schwarzkopfseggen-Ried)

Das *Caricetum appropinquatae*, ein bultiges, nur kniehohe Großseggenried, ist auf meso- bis schwach eutrophen, meist kalkhaltigen, quelligen Torfstandorten mit geringen Wasserstandsschwankungen verbreitet (SCHUBERT et al. 2001; nur Bergholz 2).

Assoziation: **Caricetum acutiformis (Cac)** Eggl. 1933
 (Sumpfsseggen-Ried)

Das *Caricetum acutiformis* tritt zerstreut an humosen, basenreichen, staunassen Gewässerufeln und Flutmulden, welche zeitweise oberflächlich trocken fallen, auf (nur Bestand in Dauer).

Gesellschaft auf ehemaligen *A. palustris*-Standorten:

Klasse: *Molinio-Arrhenatheretea* R. Tx. 1937
 Ordnung: *Arrhenatheretalia elatioris* Pawl. 1928
 Verband: *Arrhenatherion elatioris* (Br.-Bl. 1925) W. Koch 1926
 Assoziation: **Arrhenatheretum elatioris (A)** J. Braun 1915
 (Glatthafer-Wiese)

Diese Gesellschaft tritt häufig auf frischen, nährstoffreichen, lehmigen Standorten auf. Die Pflanzen sind hochwüchsig und ertragreich mit einer hohen Futterqualität. Artenreiche Bestände sind allerdings aufgrund von Umwandlung in Saatgrasland stark zurückgegangen (SCHUBERT et al. 2001). Unter allen Aufnahmen waren auf den beiden Flächen (Q3, Q5) die Bestände mit den geringsten Artenzahlen zu verzeichnen. Hierbei handelt es sich um „erloschene“ Standorte der Sumpf-Engelwurz in der Fuhne-Niederung.

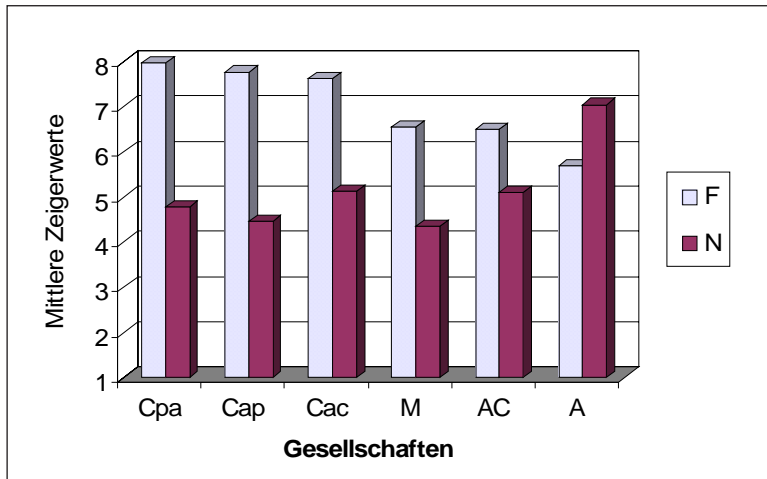


Abb. 4 Mittlere Feuchte- (F) und Nährstoffzahlen (N) der untersuchten Gesellschaften (Cpa = Caricetum paniculatae; Cap = Caricetum appropinquatae; Cac = Caricetum acutiformis; M = Molinietum caeruleae; AC = Angelico sylvestris-Cirsietum oleracei; A = Arrhenatheretum elatioris)

Hinsichtlich der Bewertung der mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) ergeben sich zwei wesentliche ökologische Trends (Tab. 2, im Anhang, Abb. 4), durch die sowohl die Gesellschaften charakterisiert als auch die Verteilung von *A. palustris* bestimmt werden: 1. liegt ein deutlicher Feuchtegradient vor. Die durchschnittlichen Feuchtezahlen der Flächen auf denen *A. palustris* anzutreffen war, reichen von der mittleren Feuchtezahl 8 im Caricetum paniculatae bis 6,5 im Angelico sylvestris-Cirsietum oleracei. Sinkt der Wassergehalt und damit die mittlere Feuchtezahl für die Gesellschaften, so fällt *A. palustris* aus. Dies ist auf den mittelfeuchten Böden der Standorte Quellbusch 3 bis 5 sowie Wernighausen der Fall. 2. wird ein Nährstoffgradient sichtbar. Die mittleren Nährstoffzahlen in den Gesellschaften mit Vorkommen von *A. palustris* liegen unter 5, wohingegen sie im Arrhenatheretum, ohne *A. palustris*, bis auf fast 7 ansteigen. Ein weiterer Trend zeichnet sich bezüglich der Mahd-, Weide- und Trittsverträglichkeit (DIERSCHKE et BRIEMLE 2002) der Vegetationseinheiten ab. Hier wird deutlich, dass die Gesellschaften mit *A. palustris* eine stärkere Empfindlichkeit gegenüber zu häufiger Mahd und zu starker Beweidung mit entsprechender Trittsbelastung aufweisen (Tab. 2, im Anhang).

5.1.2 Indirekter Vegetationsvergleich (Vegetationsentwicklung)

Für drei der untersuchten Flächen (NSG „Alperstedter Ried“ vorn und hinten sowie Quellbusch 2) lagen Daten aus vergangenen Jahren für einen indirekten Vegetationsvergleich vor (Tab. 3). Während auf der Fläche Quellbusch 2 in den letzten drei Jahren kein Gesellschaftsumbau stattfand (es konnte jeweils ein Molinietum caeruleae bestimmt werden), kam es im hinteren Teil der Wiesenfläche „Alperstedter Ried“ zu einem deutlichen Umbau der Pflanzengesellschaft (1992: Arrhenatheretum elatioris, 2003: Molinietum caeruleae). Dies korreliert mit den Veränderungen der Feuchtezahlen (ELLENBERG et al. 2001), die eine Vernässung des Standorts anzeigen (Abb. 5). Die mittlere Nährstoffzahl fiel dagegen um 0,3 Einheiten ab, wobei die erhöhte Feuchtigkeit eine verringerte Mineralisationsrate zur Folge haben kann. Beide Veränderungen zeigen dabei die Umkehr des von KORSCH (1994) für den Zeitraum 1960 bis 1992 beobachteten Trends, der möglicherweise auf einen Anstieg des Grundwasserspiegels zurückzuführen war. Im vorderen Teil dieses NSG traten nur geringe Schwankungen der Häufigkeit einzelner Arten auf, die sich nicht in einem Umbau der Pflanzengesellschaft niederschlugen.

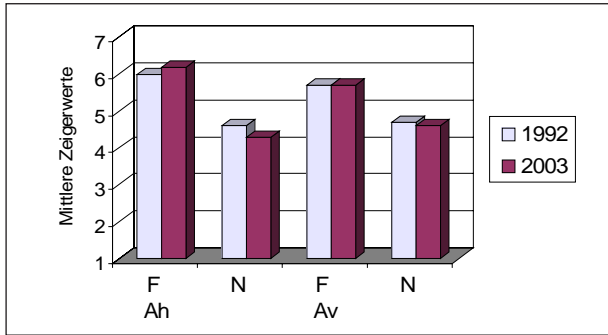


Abb. 5 Vergleich der mittleren Feuchte- sowie der mittleren Nährstoffzahlen im Alperstedter Ried vorn (Av) und hinten (Ah) der Jahre 1992 und 2003

Tab. 3 Indirekter Vegetationsvergleich zwischen den Vegetationsaufnahmen von A. Dittbrenner (2003), H. Korsch (1994) und A. Krumbiegel (2002)

Gebiet	Q2	Q2	Ah	Ah	Av	Av
Datum	29.7.03	16.6.00	2.8.03	13.8.92	2.8.03	13.8.92
Vegetationsaufnahme Nr.	4	133	13	76	12	78
Aufnahmefläche in m ²	25	25	25	25	25	30
Artenzahl	21	21	31	30	30	28
Deckung Krautschicht (%)	97	100	100	95	98	95
Lichtzahl	7,0	7,1	6,9	6,9	7,1	7,1
Temperaturzahl	5,4	5,4	5,7	5,6	5,7	5,7
Kontinentalitätszahl	3,7	3,2	3,8	4,2	3,7	4,1
Feuchtezah	7,2	6,6	6,2	6,0	5,7	5,7
Reaktionszahl	6,9	7,1	6,9	7,0	7,1	7,5
Nährzahl	3,9	3,8	4,3	4,6	4,6	4,7
Molinietum caeruleae						
<i>Molinia caerulea</i>	3	2	3			
<i>Galium verum</i>			2m	2	2a	2
Angelicum sylvestris-Cirsietum oleracei						
<i>Deschampsia cespitosa</i>			2a	1	2b	2
<i>Angelica sylvestris</i>	1		2a			
<i>Cirsium oleraceum</i>			2a	1	2b	1
Arrhenatheretum elatioris						
<i>Arrhenatherum elatius</i>			1	1		+
Phragmitetalia-Arten						
<i>Carex acutiformis</i>	3	1	3	1	2m	
<i>Mentha arvensis</i>			1			
<i>Carex rostrata</i>					2a	
Scheuchzeria-Arten						
<i>Carex panicea</i>	2m	1				
<i>Juncus articulatus</i>	2a					
Molinion caeruleae-Arten						
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	2m	1				
<i>Galium boreale</i>			2m	+		+
<i>Inula salicina</i>				2b		+
<i>Serratula tinctoria</i>				1		
<i>Cirsium tuberosum</i>					1	
Caithion-Arten						
<i>Crepis paludosa</i>	1	2				
<i>Angelica palustris</i>			2a	2	2a	r
Filipendulion-Arten						
<i>Filipendula ulmaria</i>	1	2				
<i>Valeriana officinalis</i>			1	2	1	
<i>Hypericum tetrapterum</i>					1	
<i>Thalictrum flavum</i>					+	r
Molinietalia-Arten						
<i>Geum rivale</i>	2m					
<i>Equisetum palustre</i>	2m					
<i>Silum silaus</i>	1	+	1	r		
<i>Dactylorhiza majalis</i>	+	1				
<i>Juncus subnodulosus</i>		3				
<i>Succisa pratensis</i>		+				
<i>Juncus effusus</i>			2m			
<i>Lychnis flos-cuculi</i>				+		
<i>Linum catharticum</i>				r		r
<i>Stachys palustris</i>				r		r
Gebiet	Q2	Q2	Ah	Ah	Av	Av
Datum	29.7.03	16.6.00	2.8.03	13.8.92	2.8.03	13.8.92
Agrostietalia-Arten						
<i>Potentilla reptans</i>			1			
<i>Carex hirta</i>					2a	r
<i>Potentilla anserina</i>					2m	1
Arrhenatheretalia-Arten						
<i>Galium mollugo</i>	2m		1	+	2m	+
<i>Helictotrichon pubescens</i>		1				
<i>Heracleum sphondylium</i>		+			+	
<i>Achillea millefolium</i>			1	1	1	1
<i>Pimpinella major</i>			1			
<i>Odontites vulgaris</i>				+		
<i>Geranium pratense</i>					2a	1
Molinio-Arrhenatheretea-Arten						
<i>Festuca rubra</i>	2m		2a	2	2a	2
<i>Ranunculus acris</i>	2m	1	1			
<i>Colchicum autumnale</i>	2m	2				
<i>Vicia cracca</i>	2m		2a	1	2m	
<i>Poa trivialis</i>	2m					
<i>Sanguisorba officinalis</i>	1	1				
<i>Holcus lanatus</i>		1	2m		2m	+
<i>Festuca pratensis</i>		1				
<i>Prunella vulgaris</i>		+				
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		+				
<i>Trifolium pratense</i>		+				
<i>Symphytum officinale</i>			1	+	1	
<i>Lathyrus pratensis</i>			1	r	1	1
<i>Dactylis glomerata</i>			+		2m	2
<i>Rumex acetosa</i>			1			
<i>Ranunculus repens</i>			1			
<i>Plantago lanceolata</i>				r	1	r
<i>Euphrasia rostkoviana</i>				r		1
Weitverbreitete Wiesenarten						
<i>Briza media</i>		+			1	
<i>Carex spec.</i>			2m			
<i>Cirsium spec.</i>			1			
<i>Ranunculus polyanthemos</i>			1			
<i>Centaurea jacea</i>				r	1	+
<i>Pimpinella saxifraga</i>				r	r	r
<i>Scabiosa columbaria</i>					+	
Ruderalarten						
<i>Galium aparine</i>	2m					
<i>Equisetum arvense</i>			1		1	
<i>Cirsium arvense</i>				1		r
<i>Glechoma hederacea</i>				r		
<i>Crucifata laevipes</i>				+		
<i>Lactuca serriola</i>				r		
<i>Taraxacum officinale</i>					1	r
<i>Picis hierocoides</i>					1	+
<i>Senecio erucifolius</i>					1	
<i>Tussilago farfara</i>						+

5.2 Populationsbiologische Untersuchungen

5.2.1 Vergleich aller untersuchten Populationen

Die größte Population von *A. palustris* befindet sich in Bergholz 2 (Tab. 4, 1500 Individuen), die kleinste in Radegast (4 Individuen). (Für Quellbusch 2 wurde für das Jahr 2003 nur ein Individuum gemeldet; mdl. Mitt. Jens Stolle). Der Anteil von fertilen zu sterilen Individuen ist sehr unterschiedlich. Das Verhältnis schwankte zwischen 4:1 in der Population Alperstedt hinten und 1:7 in der Population Quellbusch-Wiese.

Die höchsten fertilen Individuen kamen in Brieselang (159 cm) und im NSG „Alperstedter Ried“ hinten (137,6 cm), die niedrigsten in Haßleben (29 cm) vor. Durch die häufige Mahd am Standort Haßleben wurde aber die Bildung bodennaher Neuaustriebe von Blüten aus Achselknospen der Rosettenblätter gefördert.

Die Individuen mit der höchsten Anzahl von Döldchen waren jene der Populationen Alperstedt hinten und Brieselang (Abb. 6). Die wenigsten Döldchen besaßen die Individuen im vorderen Teil der Feuchtwiese bei Rohrbeck. Dabei korreliert die Anzahl der Döldchen positiv mit dem Diasporensatz der Individuen. Allerdings konnte in Radegast der Diasporensatz aufgrund eines Mahdereignisses nicht bestimmt werden.

Die Unterschiede zwischen den einzelnen Populationen in Bezug auf Blütenstandshöhe, Döldchenanzahl sowie Diasporensatz sind signifikant ($P < 0,001$). Eine signifikante Korrelation zwischen den erhobenen Fitnessparametern und der Populationsgröße konnte allerdings nicht nachgewiesen werden.

5.2.2 Population Zwintschöna

Für die Feuchtwiese bei Zwintschöna wurden die Populationsgrößen von *A. palustris* in drei aufeinander folgenden Jahren ermittelt (Abb. 7). Dabei blieb die Größe der Population in den ersten beiden Untersuchungsjahren konstant. Von 2001 zu 2002 änderte sich nur das Verhältnis der fertilen zu den

Tab. 4 Anzahl fertiler und steriler Individuen innerhalb aller untersuchten Populationen von *Angelica palustris*

Population	Sterile Individuen	Fertile Individuen	Gesamtzahl der Individuen	% Fertile Individuen
Ah	48	152	200	76,00
Av	21	79	100	79,00
B1	14	26	40	65,00
B2	1000	500	1500	33,33
BL	35	15	50	30,00
D1	48	122	170	71,76
D2	22	28	50	56,00
H	98	32	130	24,62
QW	39	6	45	13,33
R	3	1	4	25,00
Rh	42	18	60	30,00
Rv	11	9	20	45,00
Zw	183	157	340	46,18

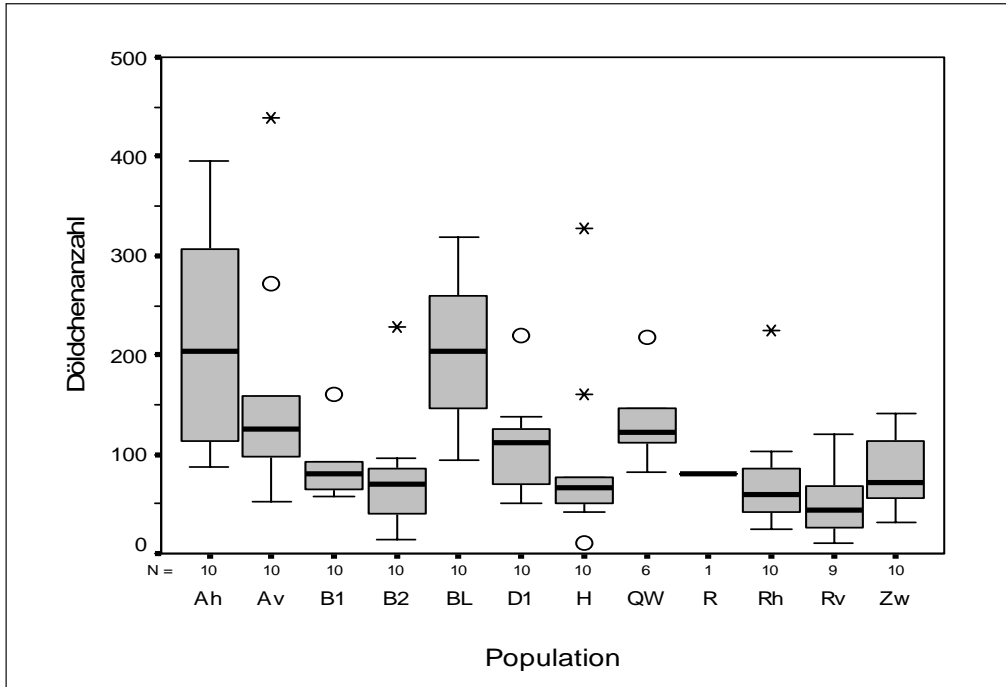


Abb. 6 Box & Whisker Plot der Döldchenanzahl der *Angelica palustris*-Individuen in den untersuchten Populationen (Die Begrenzungen der Box stellen das erste und dritte Quantil dar, die innere Linie kennzeichnet den Median. Markiert wurden der kleinste und der größte Wert. Extremwerte werden durch * und Ausreißer durch o dargestellt.)

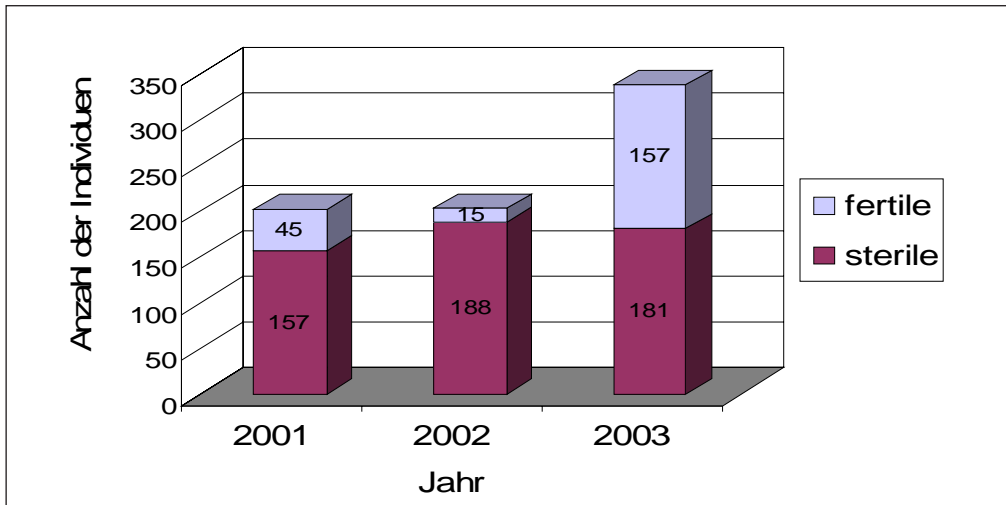


Abb. 7 Häufigkeitsverteilung von fertilen und sterilen *Angelica palustris*-Individuen in der Population Zwintschöna in den Jahren 2001 bis 2003

sterilen Individuen (2002 weniger blühende und fruchtende Exemplare als 2001). Im Untersuchungsjahr 2003 verdoppelte sich fast die Population auf 340 Individuen. Das Verhältnis von fertilen zu sterilen Individuen veränderte sich ebenfalls sehr stark, d.h. es blühten fast ebenso viele Exemplare wie sterile Pflanzen vorhanden waren. Ausgehend von der Tatsache, dass *A. palustris* mindestens ein Alter von zwei Jahren und mehr erreichen kann, wurde für 2002 und 2003 der Prozentsatz fertiler Individuen bezogen auf den Anteil steriler Individuen des Vorjahres bestimmt. Im Jahr 2002 waren dies nur 9,4 % und 2003 lag der Anteil mit 86,5 % um ein Vielfaches höher.

Die Diasporenproduktion pro Individuum war im Jahr 2003 wesentlich höher als im Vorjahr (Abb. 8, $P < 0,05$). Es ergaben sich jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Jahren hinsichtlich der Blütenstandshöhe und der Anzahl der Döldchen.

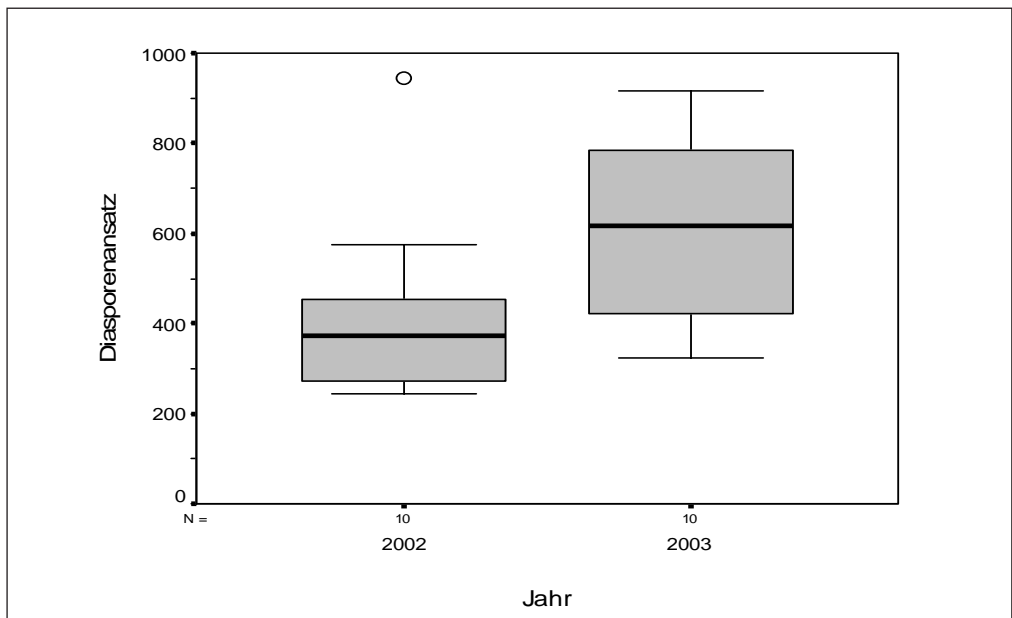


Abb. 8 Box & Whisker Plot des Diasporenansatzes pro *Angelica palustris*-Individuum in der Population Zwintschöna in den Jahren 2002 und 2003

Die Ursachen für die Schwankungen in der Populationsstruktur werden im unterschiedlichen Witterungsverlauf der Jahre vermutet. Deshalb wurden die Klimadaten der Wetterstation in Seeben (Halle) der Jahre 2001–2003 herangezogen (Abb. 9, 10). Für die Blütenbildung scheinen die klimatischen Verhältnisse im Juni entscheidend zu sein. In diesem Monat des Jahres 2001 fielen 56 mm Niederschlag bei einer durchschnittlichen Temperatur von 14 °C, 2002 waren es dagegen nur 30 mm bei einer monatlichen Durchschnittstemperatur von 17 °C, und im Jahr 2003 betrug die maximale Niederschlagsmenge 80 mm und die durchschnittliche Temperatur 20 °C. Im letzten Jahr wurden auch die meisten fertilen Individuen gezählt. Die wenigsten blühenden Individuen gab es 2002, was eventuell auf die deutlich geringeren Juni-Niederschläge zurückzuführen ist.

Der signifikante Unterschied im Diasporenansatz bei ähnlicher Döldchenzahl in den Jahren 2002 und 2003 könnte an der Aktivität und Effizienz von Bestäubern liegen, die vor allem in der Hauptblütezeit im Juli mit dem Witterungsgeschehen korrelieren. So wurden im Juli 2002 die größte Niederschlagsmenge (bezogen auf alle drei Jahre) von 120 mm, im gleichen Monat des darauf folgenden Jahres nur 70 mm

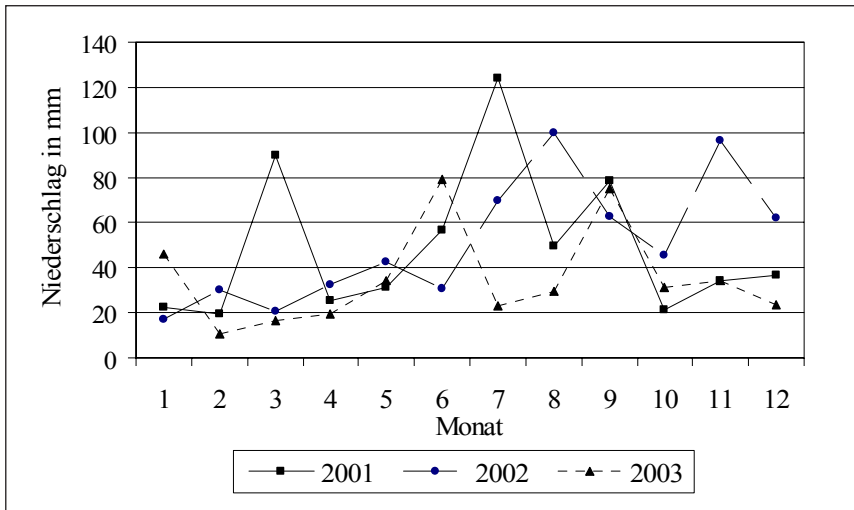


Abb. 9 Vergleich der Niederschlagsmengen in den Jahren 2001 bis 2003

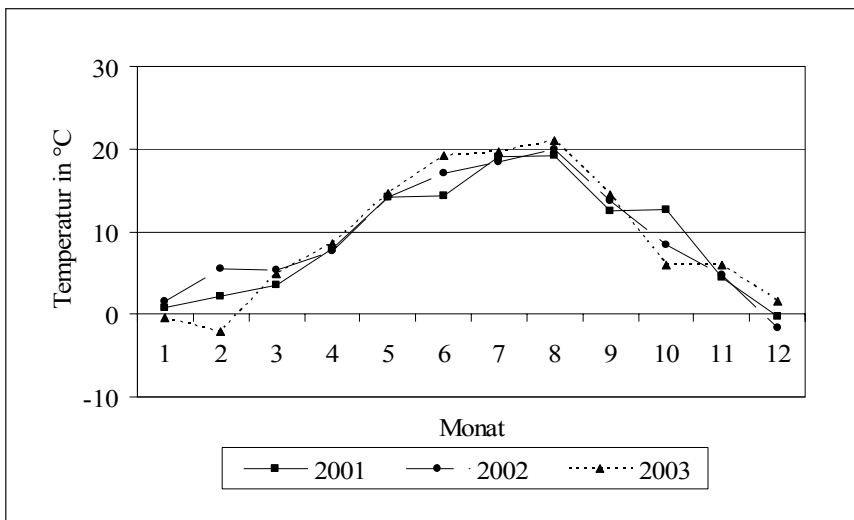


Abb. 10 Vergleich des Temperaturverlaufes (Monatsmittel) in den Jahren 2001 bis 2003

gemessen. Die Temperaturen in den Monaten Juli und August lagen 2003 (Jahresniederschlag 423,7 mm) durchschnittlich 2 Grad über den Werten des niederschlagsreicheren Vorjahres (Jahresniederschlag 609,9 mm). So könnten die ungünstigeren Bedingungen für die Bestäuber (Insekten) im Jahr 2002 zu dem niedrigen Diasporensatz trotz gleicher Blütenanzahl geführt haben.

Daneben wirkt sich auch ein verändertes Pflegeregime auf die Fitness von Pflanzenpopulationen aus. Auf der Fläche in Zwintschöna wurde dies 1998 dahingehend umgestellt, dass zweimal im Jahr gemäht und das Mahdgut entfernt wird, um der Verschilfung entgegen zu wirken.

5.3 STANDORTÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

5.3.1 Boden

Die pH-Werte der Böden aller Standorte schwanken mehr oder weniger stark um den Wert von sieben (Tab. 5). Auch hinsichtlich des Phosphat-Gehaltes unterscheiden sich die Flächen kaum voneinander (Tab. 6). Die Leitfähigkeit als Maß für die Menge freier Ionen in der Bodenlösung zeigte bei den Proben aus dem NSG „Alperstedter Ried“ mit ca. 2100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ die höchsten Werte an. Demgegenüber wiesen die Flächen Brieselang und Rohrbeck mit ca. 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ die niedrigsten Leitfähigkeiten auf. Für die Gehalte der einzelnen Ionen ergibt sich ein ähnliches Bild. Die Bodenproben aus Brieselang und Rohrbeck besaßen die niedrigsten Gehalte an Kalium, Magnesium, Natrium und Karbonat (Tab. 5, 6). Beide Standorte zeichnen sich durch einen hohen Quarzanteil aus. Dies bedingt einen geringen Anteil austauschbar gebundener und somit leichter auswaschbarer und besser pflanzenverfügbarer Kationen. Für die absoluten Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte wurden ebenfalls niedrige Werte ermittelt. Dies könnte durch schnellere Mineralisation aufgrund der guten Durchlüftung der Sandböden verursacht sein. Hierbei freigesetzte Ionen werden großenteils entweder von Pflanzen aufgenommen oder ausgewaschen und nur zu einem geringen Teil im Boden austauschbar gebunden.

Der geringe Gesamtstickstoffgehalt in Haßleben könnte mit der häufigen Mahd und der anschließenden Mähgutentfernung in Zusammenhang stehen. Der gleichzeitig hohe Wert für den Kohlenstoffgehalt und das weiteste C/N-Verhältnis von 34 wird wahrscheinlich durch den hohen Karbonatgehalt verursacht. Die Bodenproben aus Alperstedt, Bergholz und Dauer wiesen dagegen einen recht hohen Gesamtstickstoffgehalt auf. Für Niedermoorböden (Ah, Av, B1 und B2) ist dies typisch, da die Mineralisierungsrate im wasser-

Tab. 5 Bodenkundliche Parameter der untersuchten *Angelica palustris*-Standorte: Karbonatgehalt, pH-Wert, prozentualer Kohlenstoff- bzw. Stickstoff-Gehalt und C/N-Verhältnis (Gehalt an Karbonat nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN 1994) bewertet; pH-Werte in KCl-Lösung gemessen)

Fläche	%CO ₃ ⁻	Bewertung	pH (KCl)	%C	%N	C/N
Ah	16,4	karbonatreich	6,9	12,96	1,09	11,93
Av	26,7	sehr karbonatreich	7,2	10,70	0,69	15,51
B1	46,5	sehr karbonatreich	7,0	26,68	1,89	14,09
B2	57,5	extrem karbonatreich	7,0	24,97	1,63	15,36
Ba	2,0	karbonatarm	6,9	7,73	0,63	12,27
BL	6,7	mittel karbonathaltig	7,2	5,26	0,40	13,20
D	49,7	sehr karbonatreich	7,0	26,59	1,98	13,45
H	70,2	extrem karbonatreich	7,5	13,29	0,39	34,17
Q1	24,6	karbonatreich	7,4	9,99	0,64	15,66
Q2	8,6	stark karbonathaltig	7,3	5,71	0,41	13,95
Q3	30,4	sehr karbonatreich	7,5	11,55	0,68	16,90
Q4	48,1	sehr karbonatreich	7,5	12,09	0,58	20,68
Q5	14,1	karbonatreich	7,4	13,85	1,07	12,91
QW	44,6	sehr karbonatreich	7,3	15,56	0,97	16,10
R	27,9	sehr karbonatreich	7,4	9,05	0,52	17,29
Rh	4,6	mittel karbonathaltig	7,2	4,28	0,36	11,77
W	28,7	sehr karbonatreich	7,1	9,95	0,64	15,59
Zw	10,3	karbonatreich	7,4	7,40	0,53	13,91

Tab. 6 Bodenkundliche Parameter der untersuchten *Angelica palustris*-Standorte: Gehalt an basisch wirkenden Kationen (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), Phosphat und Leitfähigkeit

Fläche	Ca(g/kg)	K(g/kg)	Mg(g/kg)	Na(g/kg)	P g/kg	Leitfähigkeit in $\mu S/cm$
Ah	4,787	0,134	0,540	0,092	0,0028	2135
Av	3,870	0,072	0,221	0,093	0,0029	2150
B1	3,112	0,086	0,316	0,092	0,0027	551
B2	2,932	0,138	0,221	0,096	0,0027	904
Ba	3,022	0,049	0,285	0,235	0,0040	1668
BL	2,321	0,038	0,082	0,016	0,0029	315
D	3,002	0,102	0,546	0,199	0,0028	779
H	2,161	0,099	0,252	0,102	0,0028	1752
Q1	2,668	0,044	0,156	0,052	0,0030	793
Q2	2,449	0,035	0,203	0,069	0,0029	971
Q3	2,567	0,089	0,175	0,054	0,0029	565
Q4	2,459	0,039	0,195	0,088	0,0027	1340
Q5	3,053	0,056	0,191	0,099	0,0028	1256
QW	2,721	0,042	0,268	0,137	0,0036	714
R	2,450	0,049	0,239	0,084	0,0026	878
Rh	2,473	0,043	0,057	0,014	0,0027	308
W	2,970	0,430	0,442	0,083	0,0031	907
Zw	2,135	0,267	0,355	0,315	0,0026	1440

gesättigten Moorboden stark herabgesetzt ist. Bei der Fläche in Dauer ist der hohe Wert für den absoluten Stickstoffgehalt durch die Rinderbeweidung erklärbar, dieser Aspekt kommt bei den Standorten in Bergholz zusätzlich hinzu.

5.3.2 Bewirtschaftung

Die Flächen in Bergholz und Dauer unterscheiden sich hinsichtlich ihres Nutzungsregimes deutlich von den anderen Flächen. Hier erfolgt eine Beweidung durch Rinder. Die Fläche in Wernighausen wird als einzige nicht mehr genutzt. Die anderen Standorte werden unterschiedlich häufig im Jahr gemäht und, das Mähgut meist entfernt.

Um Zusammenhänge zwischen den untersuchten standörtlichen Parametern und der Vegetationszusammensetzung zu ermitteln, wurden die Daten aus den Vegetationsaufnahmen und die ermittelten Umweltparameter in einer CCA dargestellt (Abb. 11). Der Eigenvalue der ersten Achse beträgt 0,734, für alle kanonischen Achsen wurde durch den Monte-Carlo-Permutationstest eine Signifikanz von $p = 0,012$ ermittelt. Über die Aufnahmen wurde eine Klassifikation nach der Häufigkeit (Londo-Skala) von *A. palustris* auf den untersuchten Flächen gelegt. Als wichtige Parameter gelten Bodenparameter, deren Bedeutung durch die unterschiedliche Länge der Vektoren angezeigt wird. Als nominale Umweltvariablen werden die Bewirtschaftungsweisen ein- bzw. zweimalige Mahd, dreimalige Mahd pro Jahr bzw. Beweidung durch ein Sternchen hervorgehoben. Im äußeren rechten Teil des Diagramms ist der überwiegende Teil der Standorte gruppiert, in denen die untersuchte Art nicht auftrat. Hier wirkt sich die mehrmalige Mahd negativ auf das Vorkommen von *A. palustris* aus. Für die Standorte Bergholz und Dauer sind es vor allem

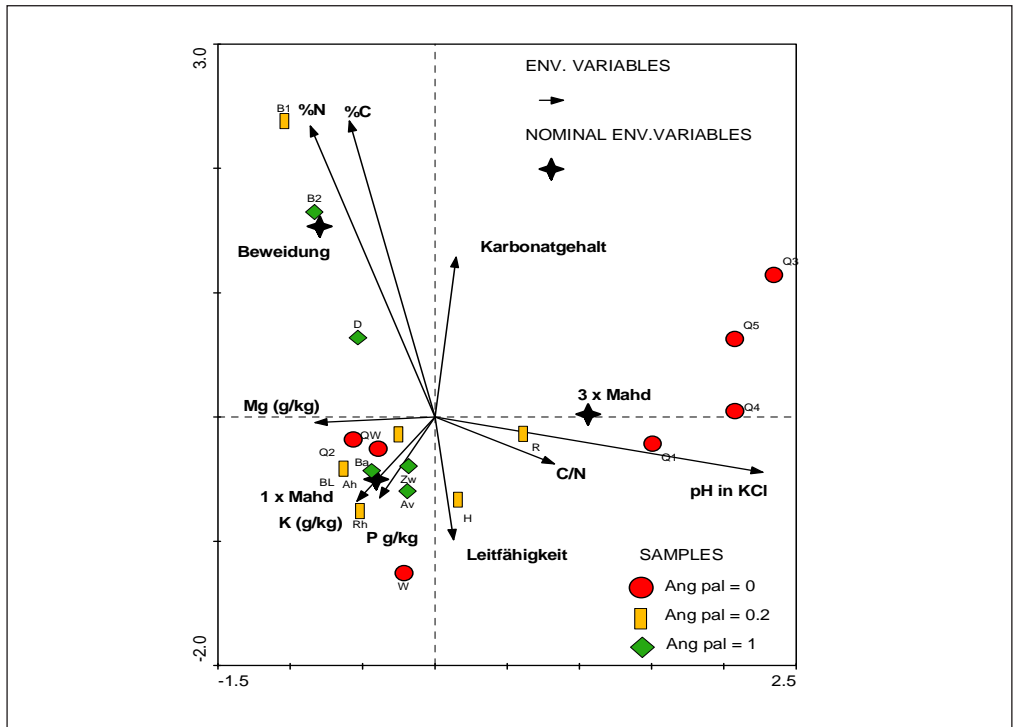


Abb. 11 CCA der Vegetationsdaten. Der Eigenwert der ersten Achse betrug 0.734 (erklärte Varianz der Artinformation 13.6 %), der Eigenwert der zweiten Achse 0.563 (Varianz 10.5 %). Die erste Achse ist auf dem Niveau $p = 0.012$ signifikant (Monte Carlo Test, 999 Permutationen, Artdaten log-transformed)

die Beweidung und somit der Nährstoffeintrag, die eine wichtige Rolle spielen. Die Aufnahmegruppe im rechten Diagrammteil wird dagegen durch ein- bzw. zweimalige Mahd bestimmt und das Auftreten von *A. palustris* dadurch scheinbar begünstigt. Außerdem wird angezeigt, dass der Parameter Kalium eine Rolle spielt. Vergleichsweise gering ist der Einfluss des Gehaltes an Calcium im Boden, welcher mit einem kürzeren Vektor angezeigt wird.

6 DISKUSSION

6.1 Phytozoologische Bindung

Im Bemühen, die Artenvielfalt zu schützen bzw. zu konservieren, werden die Anstrengungen auf den Schutz seltener Arten gerichtet, und zwar in der Annahme, dass es sich dabei um Sippen handelt, die einem erhöhten Aussterberisiko ausgesetzt sind (GASTON 1994). Vor allem sind es zunehmende Fragmentierung durch die Zerschneidung von Landschaftsräumen und damit verbundene Flächenverluste sowie Isolationseffekte, die heute weltweit zu einer Verringerung der Biodiversität führen (QUINN et HARRISON 1988). Aufgrund des Mangels an detaillierten Populationsgefährdungsanalysen werden als wichtige Indikatoren für die Bewertung des Aussterberisikos die Seltenheit einer Art, die Abnahmerate sowie der Grad der Fragmentierung von Populationen herangezogen (HARTLEY et KUNIN 2003). Das Zusammenwirken dieser Faktoren hat bei *A. palustris* dazu geführt, dass sie als FFH-Richtlinienart ausgewiesen ist, von denen es insgesamt nur neun Pflanzenarten in Sachsen-Anhalt gibt.

Sie gilt als Kennart des *Calthion palustris* (ELLENBERG et al. 2001; GUNNEMANN 2001; HERDAM 2001). Bei der Untersuchung aller für Deutschland gemeldeten Populationen konnte die Art in zwei weiteren Verbänden, dem *Molinion caeruleae* und dem *Caricion elatae*, nachgewiesen werden. Auf Assoziationsebene siedelt die Art im *Angelico sylvestris-Cirsietum oleracei*, *Molinietum caeruleae*, *Caricetum acutiformis*, *Caricetum appropinquatae* und *Caricetum paniculatae*. Eine ähnliche Gesellschaftszugehörigkeit zeigt die Art an ihren Wuchsorten in Polen (ZAJĄC et ZAJĄC 2001). Für die Standorte in Ungarn sind außerdem Vorkommen in Gehölzgesellschaften beschrieben worden (*Salici pentandrae-Betuletum pubescentis*; Soó 1966). Alle Pflanzengesellschaften, in denen *A. palustris* vorkommt, sind stark oder sehr stark gefährdet bzw. nach § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes geschützt (SCHUBERT et al. 2001). Wird von der Vergesellschaftung auf die ökologische Spannbreite der Art geschlossen, zeigt sich die Bindung an oligo- bis mäßig eutrophe Standorte, was auch durch die Bodenuntersuchungen bestätigt werden konnte.

6.2 Populationsbiologische Bewertung

Die Analyse der populationsbiologischen Parameter (Populationsgröße, Blütenstandshöhe, Anzahl der Döldchen und Diasporensatz) ergibt weder eine signifikante Beziehung zu den oben genannten Gesellschaften noch lässt sich ein Zusammenhang zu den bodenkundlichen Parametern ableiten. So kommt sowohl die weitest- als auch die kleinste Population mit ca. 1500 Trieben in Bergholz 2 als auch die kleinste Population mit 4 Individuen in Radegast auf ähnlichen Böden mit vergleichsweise mittlerer Nährstoffversorgung vor.

Hinsichtlich ihrer Fitness weisen die Populationen von *A. palustris* große Schwankungen auf, die nicht durch die Nährstoffversorgung erklärt werden können. So zeichnet sich der Standort Alperstedt (vorn und hinten) durch die beste Nährstoffverfügbarkeit aus, jedoch sind nur die Individuen im hinteren Teil des Gebietes (Ah) besonders hochwüchsig, besitzen die meisten Döldchen und entwickeln den besten Fruchtansatz. Demgegenüber siedelt die Population in Brieselang mit ähnlich guten Fitnessparametern auf ausgesprochen nährstoffarmen Böden. Die Nährstoffversorgung in Rohrbeck ist ähnlich ungünstig und bedingt hier eine geringe Fitness der Population. Es liegt nahe, dass der Wasserhaushalt der Böden eine größere Rolle spielt, denn die Art fällt bei Absenken des Grundwasserspiegels aus, wie dies durch die mittleren Feuchtezahlen belegt werden konnte.

Durch die populationsbiologischen Untersuchungen am Standort Zwintschöna in den Jahren 2001 bis 2003 wird deutlich, dass sowohl Populationsgröße als auch der Anteil von sterilen zu fertilen Trieben von *A. palustris* starken Schwankungen unterliegen. Der Vergleich mit regionalen Klimadaten des Untersuchungszeitraumes lässt Zusammenhänge mit dem Witterungsverlauf, speziell der Niederschlagsmenge im Monat Juni erkennen. Das bestätigen auch die Ergebnisse von HERBEN et al. (2003), die belegen, dass die jährliche Variation der Witterungsbedingungen einen großen Einfluss auf die Koexistenz von Arten sowie den Artenreichtum innerhalb von Pflanzengesellschaften ausübt und somit ein wichtiger Steuerungsfaktor für die vegetationsdynamischen Prozesse ist. So ist es auch unklar, ob die Population in Radegast (4 Individuen) bereits die für ein Überleben kritische Populationsgröße unterschritten hat oder im Folgejahr bei einem für *A. palustris* günstigem Witterungsverlauf wieder eine Zunahme erfolgt. Auch das Wiederauffinden von erloschen geglaubten Populationen wie z.B. am Standort Radegast und bei Seehausen deutet auf eine starke Fluktuation der Art hin. (Bergholz als Standort ist 2003 neu entdeckt worden, wieder entdeckt wurde die kleine Population in Radegast und die bei Seehausen. Letztere war wahrscheinlich nicht verschwunden, sondern es hatten keine Wiederholungskartierungen stattgefunden. Den Verantwortlichen in Brandenburg war dieser Standort nicht bekannt.) Dies wird auch durch die Mitteilung von Herrn Herz auf der Tagung des Botanischen Vereins Sachsen-Anhalt im März 2005 bestätigt, dass er 2004 am „erloschen“ Standort Balditz vier blühenden Exemplare von *A. palustris* gefunden hat.

Das Zusammenspiel von Bestäuberaktivität und -effizienz ist im Wesentlichen witterungsabhängig und wirkt sich ebenso auf den Fruchtansatz einer nach ROTHMALER et al. (2002) insektenbestäubten Art aus. Ein regelmäßiger Fruchtansatz ist für die Ausbildung stabiler Populationen gerade bei kurzlebigen Arten sehr wichtig.

6.3 Einfluss der Bewirtschaftung

Neben den abiotischen und biotischen Faktoren übt die Art der anthropogenen Bewirtschaftung ihrer Zönose einen entscheidenden Einfluss auf die Größe und die Fitness von Populationen aus. So wurden trotz der im Jahr 2003 ermittelten ungünstigeren Nährstoffversorgung in Brieselang die größten Blütenstandshöhen ermittelt. Dies könnte möglicherweise auf das von Naturschutzverbänden durchgeführte Mulchen im Jahr 2002 zurückgeführt werden. Dieses Verfahren wird angewendet, um die physikalischen und biologischen Eigenschaften des Bodens für das Pflanzenwachstum zu verbessern. Durch das Ausbreiten des Mahdgutes kann zum einen die Bodenstruktur durch Eintrag von organischem Material verbessert, zum anderen die Bodenfeuchte länger gehalten werden. Ebenso könnten veränderte Lichtverhältnisse zu den großen Blütenstandshöhen beigetragen haben.

Neben dem Einfluss auf die Pflanzen selbst wirken Art und Weise der Bewirtschaftung auch auf die Ausprägung der standörtlichen Bedingungen. So lässt sich der geringe Gesamtstickstoffgehalt in Haßleben auf häufige Mahd mit anschließender Mähgutentfernung zurückführen. Demgegenüber ist bei der Fläche in Dauer der hohe absolute Stickstoffgehalt durch die Rinderbeweidung erklärbar. Dies trifft ebenso für die Standorte in Bergholz zu. Der Stickstoffgehalt scheint jedoch die Fitnessparameter (Blütenstandshöhe, Zahl der Döldchen und Diasporensatz) kaum zu beeinflussen. Demgegenüber könnte das Auftreten der mit Abstand größten Population von *A. palustris* in Bergholz mit dem extensiven Weidemodus im Zusammenhang stehen.

Eine völlige Nutzungsaufgabe von Feuchtwiesen führt zu einer brachetypischen Akkumulation von Streu. Dies wird zusätzlich durch eine Verschiebung des Spektrums von dicotylen, krautigen Arten mit leicht abbaubarer Streu zu Gräsern und Hochstauden mit hohem Zellulose- und Ligningehalt begünstigt (MÜLLER et al. 1992). Diese Veränderungen der Vegetationsstruktur beeinflussen stark das Mikroklima. So verlangsamt sich aufgrund des dichten Blätterdaches und der Streuauflage die Bodenerwärmung, was wiederum die Stickstoffmineralisation verlangsamt (MÜLLER et al. 1992). Von allen untersuchten Flächen ist der „erloschene“ Standort in Wernighausen der einzige brachgefallene, auf dem mittlerweile *Geranium pratense*, *Carex hirta* und *Deschampsia caespitosa* dominieren.

Die ebenfalls „erloschenen“ Standorte Quellbusch 3 bis 5 werden als Wirtschaftsgrünland genutzt, das durch mehrmalige Mahd sowie Einsaat von ertragreichen Futtergräsern gekennzeichnet ist. Wahrscheinlich hat sich in diesem Bereich der Fuhne-Niederung die Vertiefung des Vorfluters (SCHMIDT 1988) bemerkbar gemacht. So konnten für das hier siedelnde *Arrhenatheretum elatioris* die niedrigste mittlere Feuchtezahl und die höchste mittlere Nährstoffzahl bestimmt werden. Die Bodenuntersuchungen ließen dagegen keine nennenswerten Unterschiede zu aktuellen *A. palustris*-Standorten erkennen. Sowohl die Senkung des Grundwasserstandes als auch die Einsaat ertragreicher Gräser können zum Erlöschen der Population von *A. palustris* beigetragen haben.

Von allen als „erloschen“ erfassten Flächen scheint Balditz den aktuellen Standorten in Bezug auf die Artenzusammensetzung und den Nährstoffgehalt am ähnlichsten zu sein. Für diese Fläche wurden 1999 18 Exemplare gemeldet, von denen 13 blühten und fruchteten. Es ist unklar, weshalb die Art während der Untersuchungsperiode nicht in der aktuellen Vegetation vorhanden war und ob sie in der Lage wäre, sich aus einer Diasporenbank im Boden zu regenerieren. Angaben über den Aufbau einer transienten oder permanenten Diasporenbank von *A. palustris* liegen nach THOMPSON et al. (1997) bisher nicht vor. DITTBRENNER (2004) stellte jedoch fest, dass die Art bei 20 °C Tages- und 10 °C Nachttemperatur zu 100 % innerhalb der ersten 15 Tage keimt, was als Hinweis auf einen kurzlebigen Diasporenbanktyp gewertet werden kann. Als mögliche Ursachen für das Verschwinden könnten eine Mahd vor der Diasporenreife oder eine zu geringe Populationsgröße sein. Inwieweit das Verschwinden der Art allerdings auf genetische Ursachen zurückzuführen ist, wird in DITTBRENNER et al. (submitt.) nachgegangen. So stellte MATTHIES (1991) zum Beispiel fest, dass von 8 *Melampyrum arvense*-Populationen mit weniger als 100 Individuen, die 1983 in der Umgebung in Göttingen existierten, drei bis zum Jahr 1990 verschwunden waren, ohne dass dies auf direkte anthropogene Eingriffe zurückzuführen war.

6.4 Erhaltungs- und Pflegemaßnahmen

Die meisten Grünlandgesellschaften sind anthropogenen Ursprungs und somit Ersatzgesellschaften ehemaliger standorttypischer Wälder. Ohne die Tätigkeit des Menschen würden sie mehr oder weniger schnell der Sukzession unterliegen, und werden nur durch verschiedene Bewirtschaftungsweisen und Nutzungsformen offen gehalten (ELLENBERG 1996).

Etwa die Hälfte der untersuchten Standorte besitzt aufgrund des hohen Seggen- oder Pfeifengrasanteils einen geringen Futterwert. Die typische Nutzungsform ist eine Streuwiese (KORSCH 1994). Diese Flächen wurden im Herbst gemäht bzw. im Falle der Pfeifengraswiesen meist auch nur abgereicht (MOHR, mdl. Mitt.), das gewonnene Material als Einstreu in Viehställen verwendet. Diese traditionelle Nutzungsform hat heute allerdings keine wirtschaftliche Bedeutung mehr (KRATOCHWIL et SCHWABE 2001). Die späte Mahd ist jedoch Voraussetzung für einen großen Artenreichtum dieser Wiesen. Auch spät blühenden Arten wird dadurch ermöglicht, ihren Entwicklungszyklus abzuschließen. Die beste Pflegelösung wäre die Fortführung der alten Bewirtschaftungsformen (KORSCH 1994).

Die günstigste Variante, die die frühere Bewirtschaftung simuliert, ist eine einschürige Mahd mit anschließender Entfernung des Mähgutes. Hierbei bleiben Struktur und Nährstoffverhältnis der mageren Wiesentypen erhalten. Nach einer Mahd ist *A. palustris* in der Lage, aus den Achseln der Rosettenblätter neue Blütentriebe zu entwickeln (vgl. Standort Haßleben). Negativ für die Entwicklung wirkt sich aber ein Abmähen vor der Diasporenreife aus. Es ist demnach eine dem Entwicklungsrhythmus der Art sowie dem Standort angepasste Pflege erforderlich. Nach SCHMIDT (1988) sollen die betroffenen Flächen mindestens einmal pro Jahr gemäht sowie das Mähgut entfernt werden. Empfohlen wird eine Mahd im Frühsommer, um für *A. palustris* günstigere Verhältnisse gegenüber konkurrenzstärkeren Arten zu schaffen. In Zwintschöna wird auf diese Weise erfolgreich eine Verschilfung vermieden (SCHMIDT 1988). Nach unseren Ergebnissen der CCA wirkt sich demgegenüber eine dreimalige Mahd pro Jahr ungünstig auf das Vorkommen von *A. palustris* aus.

Demgegenüber wurde in Brieselang eine Pflege durch Mahd mit anschließendem Mulchen durchgeführt, wodurch sich vor allem ertragsarme Gesellschaften erhalten lassen (KORSCH 1994). Der Vorteil besteht darin, dass kein Mähgut „entsorgt“ werden muss. Da die Biomasse auf der Fläche verbleibt, werden dem Boden entzogene Nährstoffe wieder zugeführt. Nach KORSCH (1994) sollte das Mulchen bis spätestens Mitte August erfolgen, um einen schnellen Abbau des Mähgutes zu gewährleisten.

Extensive Beweidung scheint der Art ebenfalls nicht abträglich zu sein. Dies wurde am Standort Bergholz in Mecklenburg-Vorpommern beobachtet. Abhängig von der Produktivität der Weidefläche gilt eine Besatzstärke von 1–2 (3) GVE/ha als extensive Beweidung (WEGENER 1998). Durch Viehtritt wird die Grasnarbe zusätzlich verletzt und so ein Auflaufen von Keimlingen begünstigt.

Eine generelle Nutzungsaufgabe der Flächen führt, wie das Beispiel des Standortes Wernighausen zeigt, zum Erlöschen der Population. STAMPFLI et ZEITER (1999) konnten nachweisen, dass eine Wiederherstellung von aufgelassenen, alpinen Wiesen mit früherer Artenzusammensetzung durch ein bestimmtes Mahdregime allein nicht möglich ist, da viele Arten des Graslandes keine ausdauernde Diasporenbank ausbilden (vgl. PARTZSCH 2005) und eine Einwanderung über Distanzen von mehr als 25 m sowie eine erfolgreiche Etablierung sehr unwahrscheinlich sind. Erst ein gezieltes Einbringen von Diasporen bestimmter Zielarten kann zu einer Regeneration beitragen (KUPFERSCHMID et al. 2000).

Für das Überleben der noch existierenden *Angelica palustris*-Populationen sind die Fortführung der traditionellen Bewirtschaftung (einmalige Mahd mit Mähgutentfernung Ende September) und die Erhaltung des spezifischen Wasserhaushalts von entscheidender Bedeutung. Sowohl die Vermeidung von Grundwasserabsenkungen als auch einer zu starken Vernässung der Standorte sowie einer zunehmenden Eutrophierung auf lokaler, regionaler und globaler Ebene sind Voraussetzungen für den mittel- und langfristigen Erhalt dieser seltenen FFH-Richtlinienart.

7 ZUSAMMENFASSUNG

DITTBRENNER, A.; PARTZSCH, M.; HENSEN, I.: Beiträge zur Populationsbiologie und Vergesellschaftung von *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. – *Hercynia N.F.* 38 (2005): 57–87.

Angelica palustris (BESSER) HOFFM. ist eine europaweit gefährdete Art. Sie ist eine nach der Berner Konvention, Anhang I und der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH), Anhänge II und IV geschützte Pflanze. Die in Deutschland noch existierenden Vorkommen bilden die westlichsten Vorposten des südsarmatisch-südsibirischen Areal. Die Sumpf-Engelwurz besiedelt oligo- bis mäßig eutrophe Standorte und konnte in fünf verschiedenen Gesellschaften nachgewiesen werden, die den Verbänden *Calthion palustris*, *Caricion elatae* und *Molinion caeruleae* zuzuordnen sind. Insgesamt wurden 14 Populationen in vier verschiedenen Bundesländern untersucht, deren Größen starke Schwankungen (zwischen 4 und 1500 Individuen) aufwiesen. Für die Beurteilung der Fitness der Population wurden die Blütenstandshöhe, die Anzahl der Döldchen und der Diasporenansatz ermittelt. Die Analyse der populationsbiologischen Parameter ergab weder eine signifikante Beziehung zu den Pflanzengesellschaften, in der *A. palustris* nachgewiesen werden konnte, noch lässt sich ein Zusammenhang zu den bodenkundlichen Parametern ableiten. Vermutlich übt der Wasserhaushalt am Standort einen entscheidenden Einfluss aus, so dass die Absenkung des Grundwasserspiegels ein Verschwinden von *A. palustris* zur Folge hat.

Die populationsbiologischen Untersuchungen am Standort Zwintschöna, die in drei aufeinander folgenden Jahren durchgeführt und mit entsprechenden Klimadaten verglichen wurden, lassen einen starken Einfluss des Witterungsverlaufes erkennen, wobei sich besonders warme und niederschlagsreiche Tage im Juni positiv auf die Individuendichte der Population auswirkten.

Eine wesentliche Bedeutung für den Erhalt von *A. palustris* kommt dem Pflegeregime zu, da eine Nutzungsauffassung sowie Veränderungen des spezifischen Wasserhaushaltes den schnellen Rückgang der Art einleiten. So sollte sich das Management an den traditionellen Nutzungsformen einer Streuwiese orientieren.

8 DANKSAGUNG

Für die Anregung zu diesem interessanten Thema und die Unterstützung beim Auffinden der Populationen im Gelände möchten wir uns recht herzlich bei Herrn Dipl.-Biologen Jens Stolle bedanken. Herrn Dr. Erik Welk gilt unser besonderer Dank für die Hilfe bei der Erstellung der aktuellen Verbreitungskarten. Herrn Dr. Karsten Wesche danken wir für die Unterstützung bei der Ordination sowie Herrn Dr. Döring für die bereitgestellten Klimadaten. Außerdem möchte wir uns bei all denen bedanken, die durch Fundortangaben und Geländeexkursionen diese Arbeit beförderten: Frau Anja Abdank vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Herrn Dieter Frank vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Herrn A. Herrmann vom Landesumweltamt Brandenburg, Herrn Heiko Korsch, Frau Korinna Esfeld, Herrn Friedhelm Keil, Herrn Andreas Mohr und Herrn Herz.

9 LITERATUR, SOFTWARE, KARTENWERKE

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. – Hannover.
- ANONYMUS (2002): Sumpf-Engelwurz – *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM.. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **II** (1, 2): 166/167.
- BECKER, T. (2003): Auswirkungen langzeitiger Fragmentierung auf Populationen am Beispiel der reliktschen Steppenrasensart *Astragalus exscapus* L. (Fabaceae). – *Dissertationes Botanicae* 380 - Berlin.
- BENKERT, D.; FUKAREK, F.; KORSCH, H. (Eds.) (1996): *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands*. – Jena.

- CERNOVSKY, J.; FERÁKOVÁ, V.; HOLUB, J.; MAGLOCKY, S.; PROCHÁZKA, F. (1999): Cervená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČR a SR. Vol. 5. Vyšší rostliny. – Bratislava.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. – Stuttgart.
- DIERSCHKE, H.; BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – Stuttgart.
- DITTBRENNER, A. (2004): Populationsgenetische und ökologische Untersuchungen an *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. – Diplomarbeit Univ. Halle-Wittenberg.
- DITTBRENNER, A.; HENSEN, I.; WESCHE, K. (submitted): Genetic structure and RAPD diversity of the rapidly declining *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. (Apiaceae) in Eastern Germany in relation to population size and seed production. – *Plant species Biology*.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica XVIII*. – Göttingen.
- FUTÁK, J. (Red.) (1984): Flóra Slovenska IV/1. vydavateľ'stvo Slovenskej akadémie vied. – Bratislava.
- GARCKE, A. (1848): Flora von Halle mit näherer Berücksichtigung der Umgegend von Weissenfels, Naumburg, Freiburg, Bibra, Nebra, Querfurt, Allstedt, Artern, Eisleben, Hettstedt, Sandersleben, Aschersleben, Stassfurt, Bernburg, Köthen, Dessau, Oranienbaum, Bitterfeld und Delitzsch. Erster Theil: Phanerogamen. – Halle.
- GASTON, K. J. (1994). Rarity. – Chapman and Hall, London.
- GUNNEMANN, H. (2001): Sumpfungelwurz (*Angelica palustris*). In: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten – Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. – *Angewandte Landschaftsökologie* **42**: 77-81.
- HAEUPLER, H.; SCHÖNFELDER, P. (Eds.) (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HARDTKE, H.-J.; IHL, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Ed.) – Dresden.
- HARTL, H. (Ed.) (1992): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Klagenfurt.
- HARTLEY, S.; KUNIN, W. E. (2003): Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. – *Conservation Biology* **17**: 1559-1570.
- HEGI, G. (Begr.) (1965): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. **5** (2): 1345-1347.
- HERBEN, T.; KRAHULEC, F.; HADINCOVÁ, V.; PECHÁKOVÁ, S.; WILDOVÁ, R. 2003. Year-to-Year variation in plant competition in a mountain grassland. – *Journal of Ecology* **91**: 103-113.
- HERDAM, H. (2001): *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. – Sumpfungelwurz. – Naturschutz im Land Sachsen-Anh. **38**, Sonderh.: 102-103.
- Internetseite a: vom 22.05.2004
<http://eunis.eea.eu.int/species-factsheet.jsp?idSpecies=151518&idSpeciesLink=151518>
- Internetseite b: vom 22.05.2004
<http://www.econet.org/hortobagy/hortobagymain.html>
- Internetseite c: vom 22.05.2004
<http://www.rec.org/REC/Programs/MIS/GreenHorizon/GH411.html>
- KÁZMIERCZAKOWA, R. (Red.) (2001): Polska Czerwona księga roślin. – Kraków.
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M.; VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – *Schr.-R. Vegetationskde.* **28**: 21-187.
- KORSCH, H. (1993): Die Kalkflachmoore Thüringens. Flora, Vegetation und Dynamik. – Diplomarbeit Univ. Halle-Wittenberg.
- KORSCH, H. (1994): Die Kalkflachmoore Thüringens. Flora, Vegetation und Dynamik. – *Hausknechtia Beiheft* **4**.
- KRATOCHWIL, A.; SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften – Biozönologie. – Stuttgart.
- KRUMBIEGEL, A.; SCHÄDLER, M.; SCHÖNBRODT, M.; SÜSSMUTH, T.; MEYER, F. (2002): Der Quellbusch bei Zörbig – Naturschutzwert und Entwicklungsperspektiven eines Reliktstandortes in der Fuhrneue des Landkreises Bitterfeld (Sachsen-Anhalt). – *Hercynia N.F.* **35**: 65-90.
- KUPFFERSCHMID, A. D.; STAMPF, A.; NEWBERY, D. M. (2000): Dispersal and microsite limitation in an abandoned calcareous grassland of the southern prealps. – *Folia Geobot.* **35**: 125-141.
- MATTHIES, D. (1991): Räumliche und zeitliche Dynamik in Populationen der seltenen Art *Melampyrum arvense* L. – In: SCHMID, B.; STÖCKLIN, J. (Eds.) *Populationsbiologie der Pflanzen*: 109 - Basel.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E. J.; RAUSCHERT, S.; WEINERT, E. (Eds.) (1978): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Bd. II. Karten. – Jena.
- MÜLLER, J.; ROSENTHAL, G.; UCHTMANN, H. (1992): Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. – *Tuexenia* **12**: 223-244.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. (1974): Aims and methods of vegetation ecology. – New York.

- PARTZSCH, M. (2005): Das reproduktive Potential der Diasporenbanken unterschiedlicher Pflanzengesellschaften xerothermer Standorte. – *Tuexenia* **25**: 341-35.
- QUINN, J.F.; HARRISON, S.P. (1988): Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. – *Oecologia* **75**: 132 - 140.
- ROTHMALER, W. (Begr.) (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. – Berlin.
- RYBKA, V.; VRBICKÝ, J. (2002): Zpráva o stavu matizny bahenní. Živa – časopis pro biologickou práci **40** (2): 62-64.
- SCHMIDT, V. (1988): *Angelica palustris* (BESSER) HOFFM. in der Fuhne-Niederung noch existent. – *Mitt. flor. Kart. Halle* **13** (1, 2): 72.
- SCHUBERT, R.; HILBIG, W.; KLOTZ, S. (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Heidelberg.
- SLAVIK, B. (Ed.) (1997): Květena České republiky **5**. – Praha.
- SOÓ, R. (1966): A magyar flóra és vegetáció renszertani – növényföldrajzi kézikönyve II. – Budapest.
- SPSS INC. (1999): SPSS für Windows Version 10.0. – Chicago, USA.
- STAMPFEL, A.; ZEITER, M. (1999): Plant-species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. – *J. Veg. Sci.* **10**: 151-164.
- TER BRAAK, C. J. F. (2002): Canoco Version 4.5. Biometris-quantitative methods in the life and earth science. – Plant Research International, Wageningen.
- THOMPSON, K.; BAKKER, J. P.; BEKKER, R. M. (1997): The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. – Cambridge University Press, Cambridge: 276 S.
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M.; WEBB, D. A. (Eds.) (1991): Flora Europaea. Bd. **5**: Alismataceae bis Orchidaceae. – Cambridge.
- VEIT, U.; PETZOLD, P.; PIEHL, H.-D. (1987): Klimadaten der Deutschen Demokratischen Republik – Ein Handbuch für die Praxis. Reihe B, Bd. **14** „Klimatologische Normalwerte 1951/80“ – Potsdam.
- WEGENER, U. (Ed.) (1998): Naturschutz in der Kulturlandschaft. – Jena.
- WELK, E. (2002): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. – *Schr.-R. Vegetationskde.* **37**: 1-337.
- www.klimadiagramme.de
- ZAJĄC, A.; et ZAJĄC, M. (Eds.) (2001): Atlas rosmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. – Krakow.

Manuskript angenommen: 31. Mai 2005

Anschrift der Autoren:
Dipl.-Biol. Anke Dittbrenner
Amselweg 7, D-06466 Gatersleben
Dr. Monika Partzsch
Prof. Dr. Isabell Hensen
Martin-Luther-Universität
Institut für Geobotanik und Botanischer Garten
Am Kirchtor 1, D- 06108 Halle/S.
e-mail: dittbren@ipk-gatersleben.de
monika.partzsch@botanik.uni-halle.de
isabell.hensen@botanik.uni-halle.de

BECKER, TH.: Auswirkungen langzeitlicher Fragmentierung auf Populationen am Beispiel der reliktierten Steppenrasenart *Astragalus exscapus* L. (Fabaceae). - Diss. Botanicae 380, J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung Berlin – Stuttgart 2003. – 210 S., 40 Abb., 35 Tab. – ISBN 3-443-64293. Preis: 50,- €

Astragalus exscapus gehört zu den kontinental verbreiteten Xerothermrasenarten, die ein stark disjunktes Gesamtareal besitzen, wobei die Art innerhalb Deutschlands ausschließlich auf das Mitteldeutsche Trockengebiet beschränkt ist. *Astragalus exscapus* weist im genannten Raum nur noch 68 Populationen auf, wobei in den letzten 200 Jahren nachweislich erhebliche Verluste eintraten und zumindest in den zurückliegenden 50 Jahren keine Neugründungen von Populationen stattfanden. Auf Grund des reliktierten Charakters der Vorkommen wurde die Art in ihrer Existenz als entsprechend gefährdet eingestuft.

Das Anliegen des Verfassers war es, am Beispiel von *Astragalus exscapus* die Auswirkungen langzeitlicher Fragmentierung für deren Populationsstrukturen zu analysieren, d. h., die Prozesse zu hinterfragen, die für das langfristige Überleben ihrer Populationen entscheidend waren bzw. sind.

Dabei geht der Verfasser von der Verbreitung der Art in Deutschland aus, analysiert Vegetation und Standortbedingungen und befasst sich mit der Blütenbiologie und populationsgenetischen Struktur ausgewählter Populationen. Weitere Analysen beschäftigen sich mit den Beziehungen der genetischen Variabilität der Populationen und deren reproduktiver Fitness zu bestimmten Habitatparametern sowie der Stellung des mitteldeutschen Teilareals zum Gesamtareal. Eingebunden in diese Analysen sind Fragen zu Grundlagen für ein naturschutzrelevantes Gesamtkonzept zum Erhalt von *Astragalus exscapus*.

Im Kapitel zur Verbreitung und Geschichte von *Astragalus exscapus* in Deutschland werden sowohl die Vorkommen der rezenten wie erloschenen Populationen vorgestellt als auch Fragen zum Mindestalter diskutiert. Aus der aktuellen Verbreitung an Flusstalhängen und Bruchstufen im Gelände leitet der Verfasser die hohe zeit-räumliche Konstanz der einzelnen Populationen ab, für die seit 1687 Belege existieren. Seiner Meinung nach haben in diesen „natürlichen Refugien“ die Populationen die postglaziale Wiederbewaldung des Gebietes überdauert, wobei er annimmt, dass die Art bereits in einer steppentundrenartigen Vegetation während des Weichselhochglazials in ihrem heutigen Verbreitungsgebiet existieren konnte, wofür allerdings konkrete Nachweise fehlen.

Im Kapitel zu Vegetation und Standortbedingungen werden 170 Vegetationsaufnahmen mit *Astragalus exscapus* vorgestellt und ihre soziologische Stellung diskutiert. Erwartungsgemäß wird die Mehrzahl der Aufnahmen Vegetationseinheiten der kontinentalen Festucetalia, ein kleinerer Teil jedoch Beständen der Brometalia zugeordnet. Inwieweit letzteres berechtigt ist, ist anzuzweifeln. So lassen sich die meisten der dem „submediterranen“ Trinio-Caricetum zugeordneten Bestände (in denen *Trinia glauca* selbst völlig fehlt) zwanglos denen des Adonido-Brachypodion anschließen. Der Ansicht, dass der Schwerpunkt von *Astragalus exscapus* in den sekundären Halbtrockenrasen liegt, kann zumindest überregional gesehen nicht zugestimmt werden. Die Interpretation des Zustandekommens des fragmentarischen Verbreitungsbildes der Art bezüglich dessen historischer Entstehung ist einleuchtend, doch lassen sich hieraus allein Fragen zur Nichtbesiedlung geeigneter Sekundärstandorte nicht beantworten.

Aufschlussreich sind die intensiven Untersuchungen zur Bestäubungsbiologie. Sie erbringen den klaren Nachweis dafür, dass entgegen früheren Angaben die Art sowohl selbstkompatibel wie zugleich obligat insektenbestäubt ist. Der Fruchtansatz steht dabei in deutlicher Beziehung zur Höhe des Pollenangebotes. Allerdings konnte kein eindeutiger Nachweis dafür erbracht werden, dass dessen Limitierung in Beziehung zur Größe der Population steht.

Fortsetzung auf S. 112