

Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt
48. Jahrgang · 2011 · Heft 1 + 2: 20–31

Die Orchideenarten des Anhanges II der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt

Teil 1: Das Sumpfglanzkraut [*Liparis loeselii* (L.) RICH.]

ANDREAS KORSCHESKY & FRANK MEYSEL



Zusammenfassung

Das Sumpfglanzkraut (*Liparis loeselii*) ist eine äußerlich unscheinbare Orchideenart mit weiter Verbreitung. Als Charakterart weitgehend ungestörter mesotroph-basischer Moore ist sie mit dem anthropogen bedingten Verschwinden dieses Biotoypes in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet selten geworden bzw. bereits aus weiten Landschaftsräumen vollständig verschwunden. Folgerichtig hat der Rat der Europäischen Gemeinschaft *Liparis loeselii* in den Anhang II der FFH-Richtlinie aufgenommen.

Deutschland befindet sich im Arealzentrum der Art, besitzt also bereits aus diesem Grund eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Art insgesamt und insbesondere der verbliebenen Populationen. Ehemals über ganz Deutschland verbreitet, existieren gegenwärtig nur noch wenige Dichtezentren, z. B. im Alpenvorland. Ein weiterer Verbreitungsschwerpunkt im während des Jungpleistozäns überformten Teil der norddeutschen Tiefebene erlosch bis auf Relikte in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts.

In Sachsen-Anhalt ist von einem ehemals landesweiten Vorkommen auszugehen, allerdings sind nach 1950 nur noch sechs Nachweise bekannt geworden.

Die Überlebenschancen für diese Art sind eng an den Erhaltungszustand ihrer Lebensräume gekoppelt. Mas-

sive und flächige Veränderungen des Geländewasserhaushaltes sowie Nährstoffeinträge mit den daraus resultierenden Vegetationsverschiebungen haben natürlich waldfreie und konkurrenzarme Moorstandorte vollständig aus unseren Landschaften verdrängt. Nur durch gezielte und kontinuierlich fortgeführte Managementmaßnahmen können *Liparis loeselii* und weitere Arten der ehemals für das Tief- und Hügelland charakteristischen Quell- und Durchströmungsmoore in ihrem Bestand erhalten und entwickelt werden.

1 Verbreitung und Habitatansprüche von *Liparis loeselii*

Das Sumpfglanzkraut (*Liparis loeselii*) ist in weiten Teilen der nördlichen Hemisphäre verbreitet. Das Areal umfasst das östliche Nordamerika mit einem Schwerpunkt im Bereich der Großen Seen (WHITING & CATLING 1986) sowie die gemäßigten Breiten Europas bis Westsibirien. Einzelne Fundpunkte liegen in Ostsibirien und im nordwestlichen Nordamerika. Ob es sich hierbei tatsächlich um disjunkte Vorkommen handelt oder ob die Art in den wenig zugänglichen Regionen bisher weitgehend übersehen wurde, ist unklar.

In Europa erstreckt sich die Verbreitung von der französischen Atlantikküste über die gesamte mittel- und osteuropäische Tiefebene, das südliche und mittlere

Tab. 1: Zeigerwerte für *Liparis loeselii* nach ELLENBERG et al. (1992).

Faktor	Wert	
Licht	8	Lichtpflanze
Temperatur	6	Mäßigwärmezeiger bis Wärmezeiger
Kontinentalität	4	subozeanisch
Feuchte	9=	Nässezeiger, auf mehr oder weniger regelmäßig überschwemmten Böden
Reaktion	9	Basen- und Kalkzeiger
Stickstoff	2	stickstoffärmste bis stickstoffarme Standorte anzeigend
Salz	0	nicht salzertragend

Baltikum bis zum Ural. Deutlich davon abgesetzt liegen die Vorkommen in den nordwestlichen Alpenvorländern mit Ausstrahlungen in den präalpinen Bereich sowie im Karpatenbecken.

Disjunkte Fundpunkte auf der Iberischen Halbinsel, in Norditalien, im Pannonischen Becken, auf dem Balkan, in Südwest- und Südost-England sowie bei Oslo (BAUMANN & KÜNKELE 1982) vermitteln zwischen den geschlossenen Verbreitungsgebieten.

In Deutschland wurde *Liparis loeselii* in allen Bundesländern mit Ausnahme des Saarlandes nachgewiesen. Allerdings liegen in vielen Ländern die letzten Nachweise bereits lange zurück (ARBEITSKREISE HEIMISCHE ORCHIDEEN DEUTSCHLANDS 2005). Erlöschen ist die Art in Rheinland-Pfalz, in Schleswig-Holstein (letzter Nachweis jeweils vor 1900), in Sachsen (vor 1950) sowie in Hessen und Thüringen (jeweils vor 1980).

Verbreitungsschwerpunkte innerhalb Deutschlands zeichnen sich lediglich in den jungpleistozänen Moränenlandschaften Mecklenburgs und Nordbrandenburgs sowie in der Mittleren Mark südlich von Berlin, im Bodenseegebiet und im bayrischen Voralpenraum ab. Aber nur noch die süddeutschen Populationen in Bayern und Baden-Württemberg weisen hinsichtlich Abundanz, Fundortdichte und -vernetzung relativ unbedenkliche Situationen auf.

In ihrem weiten Verbreitungsgebiet tritt *Liparis loeselii* in einer Vielzahl von (Feucht-)Biotopen mit häufig sehr differenzierten ökologischen Verhältnissen auf. In Deutschland liegt der Schwerpunkt in weitgehend ungestörten braunmoosreichen, mesotroph-subneutralen bis basischen Mooren. Der hydrologische Moortyp scheint hierbei eine nur untergeordnete Rolle zu spielen: sowohl Seeverlandungsmoore mesotroph-kalkhaltiger Gewässer, Versumpfungs-, Quell-, Hang- und Durchströmungsmoore werden besiedelt. Limitierend wirken hier offenbar die Kontinuität hoher Wasserstände sowie das Fehlen verdämmender Streuschichten.

Des Weiteren werden Biotopkomplexe mit offenen, feuchten Sandböden besiedelt, wie sie natürlicherweise in Dünentälern der Küstendünengebiete auftreten. Vergleichbare Bedingungen findet die Art in aufgelassenen Sandgruben vor. Aus Brandenburg wird die wiederholte Besiedelung dauerfeuchter Sohlen derartiger Abbauflächen beschrieben (WIESNIEWSKI 1977). Aktuell existiert zumindest noch ein Vorkommen in diesem Biotopkomplex bei Velten nördlich von Berlin.

Die Streuwiesen Süddeutschlands (Molineten, Schoeneten) bilden einen dritten Biotoptyp, der von *Liparis loeselii* erfolgreich besiedelt wird. Für Sachsen-Anhalt



Abb. 1: *Liparis loeselii*, Habitus fertiler Individuen (Gräfenhainichen, 2.6.2000). Foto: A. Korschefsky.

liegen nur wenige Hinweise vor, dass *Liparis loeselii* in diesen Habitaten aufgetreten ist.

ELLENBERG et al. (1992) geben für *Liparis loeselii* die in Tabelle 1 aufgeführten Zeigerwerte an.

Zu beachten ist, dass diese Zeigerwerte nicht das physiologische Optimum der Art („Möglichkeitsfeld“) abbilden, sondern nur ihr ökologisches Verhalten in der freien Landschaft („Wirklichkeitsfeld“) widerspiegeln (ELLENBERG et al. 1992).



Abb. 2: *Liparis loeselii*, Einzelblüten (Gräfenhainichen, 23.6.2010). Foto: A. Korschefsky.

2 Zur Situation von *Liparis loeselii* in Sachsen-Anhalt

Der ARBEITSKREIS HEIMISCHE ORCHIDEEN SACHSEN-ANHALT (AHO) hat im Jahr 2010 im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt die historische und die aktuelle Situation von *Liparis loeselii* analysiert. Die folgenden Ausführungen basieren auf dieser Arbeit und stützen sich im Wesentlichen auf die in diesem Rahmen erfolgten Erfassungen sowie auf die langjährigen Untersuchungs-, Kartierungs- und Zähl-ergebnisse des AHO (vgl. auch ARBEITSKREIS HEIMISCHE ORCHIDEEN SACHSEN-ANHALT 2011).

Danach war *Liparis loeselii* (Abb. 1 und 2) in weiten Teilen Sachsen-Anhalts mit Ausnahme des Harzes und der nordwestlichen Altmark verbreitet. Wenig ausgeprägte Häufungszentren bestanden in den Quell- und Durchströmungsmooren des nördlichen bzw. südlichen Vorflämings (Abb. 3). Auf Grund der relativen Unscheinbarkeit ist bei dieser Art von historischen Erfassungsdefiziten auszugehen.

Das Gros der Fundorte erlosch bereits frühzeitig. Der zeitliche Beginn dieser Entwicklung kann nicht mehr zuverlässig eingeschätzt werden. Vermutlich gingen große zusammenhängende Siedlungsgebiete mit der Kolonisierung und Urbarmachung der Durchströmungsmoore der großen Niederungen bereits in histo-

rischer Zeit verloren und wurden nie erfasst. Das untypisch stark zersplitterte Verbreitungsmuster, insbesondere in Landschaftsräumen mit einem natürlicherweise hohen Anteil an Moorstandorten (z. B. Tiefland, Fläming, Harzvorländer) kann als ein Beleg für diese Interpretation gelten.

Nach 1950 konnte *Liparis loeselii* auf dem Territorium von Sachsen-Anhalt nur noch an sechs Fundorten (ohne Ansalbungen) nachgewiesen werden, von denen noch drei rezent sind (vgl. Abb. 4).

Zu Beginn der 1990er Jahre drohte *Liparis loeselii* aus der Flora unseres Bundeslandes zu verschwinden. Am letzten damals bekannten Fundort im Nördlichen Harzvorland war der Gesamtbestand auf ein bis vier, überwiegend steril bleibende Individuen zurück gegangen. Der

Abb. 3: Vegetationsstrukturen in einem Niedermoorinitial (Gräfenhainichen, 1.5.2011). Foto: A. Korschefsky.



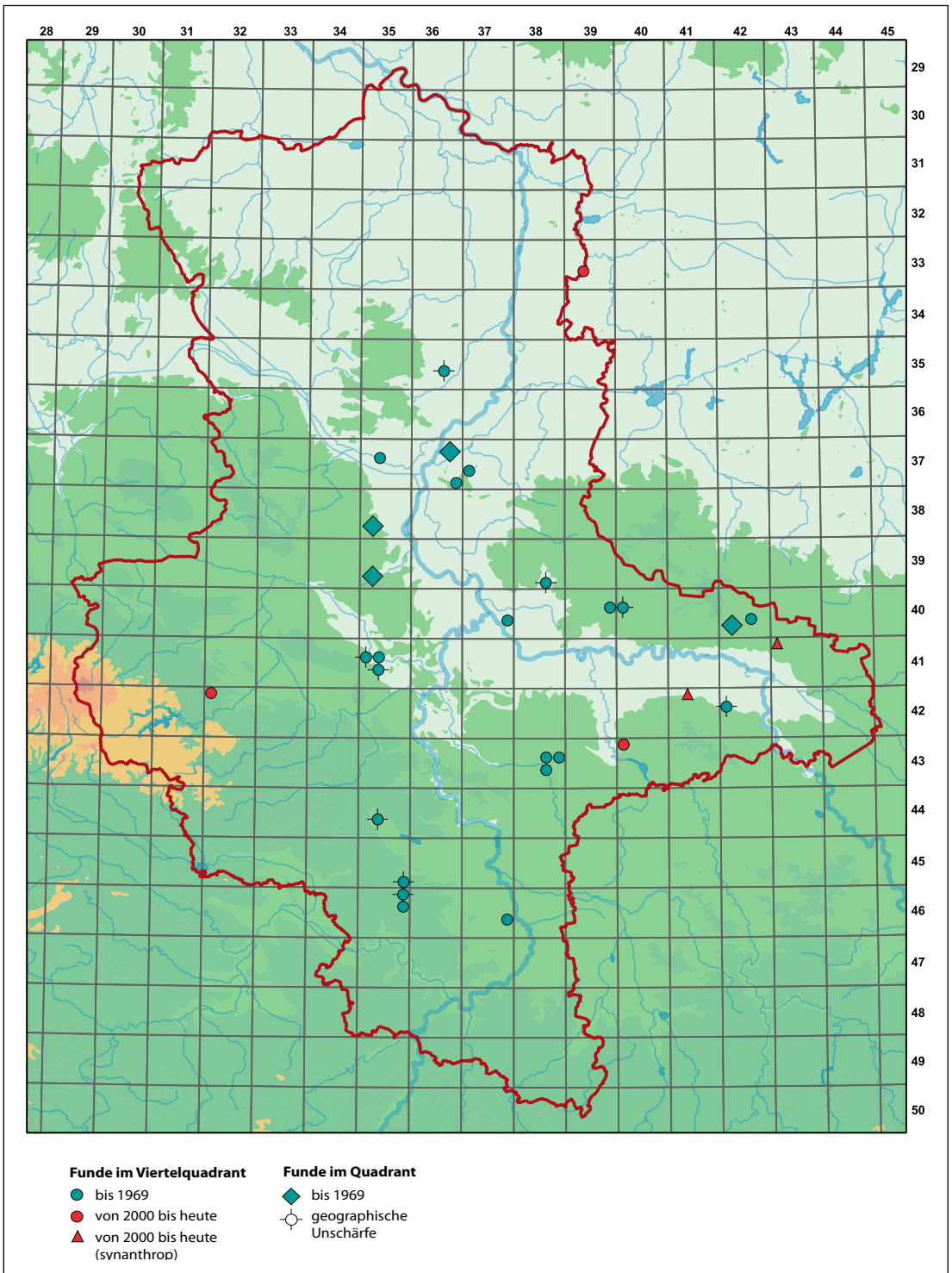


Abb. 4: Verbreitung von *Liparis loeselii* in Sachsen-Anhalt. Bearbeitung: E. Ließ. Geobasisdaten: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.



Abb. 5: Biotop von *Liparis loeselii* in der Bergbaufolgelandschaft (Gräfenhainichen, 1.5.2011).
Foto: A. Korschefsky.

Verlust dieser Art schien trotz kontinuierlicher Pflege des Fundortes unmittelbar bevor zu stehen. Möglicherweise gehen diese letzten Individuen auf eine im Jahr 1983 durchgeführte Bestandsstützung mit brandenburgischer Herkunft (WEGENER, KALLMEYER & ZIESCHE 2004) zurück, nachdem zwischen 1975 und 1983 keine Nachweise mehr gelangen. Seit 1999 ist an diesem Fundort eine kontinuierliche Bestandskonsolidierung feststellbar, die neben dem Populationszuwachs auch die Neubesiedelung weiterer Teilbereiche umfasst.

Im Jahr 1999 wurde in der Tagebauregion Gräfenhainichen in einer 1961 aufgelassenen Braunkohlengrube eine individuenreiche Population von *Liparis loeselii* erstmalig festgestellt (Abb. 5). Hier hat sich seit der Einstellung des Abbaubetriebes im Abstrombereich stark schüttender Schichtquellen ein mesotrophes Niedermoorinitial gebildet, das wahrscheinlich durch kalkhaltige Stäube und Aschen der umliegenden Braunkohlenindustrie eine Basenzufuhr erhielt. Heute ist

hier ein geringmächtig vermoortes braunmoosreiches Schilfried mit zahlreichen Arten der basiphilen Niedermoores entwickelt.

Im Jahr 2009 wurde in einem Hangquellmoor im Elbe-Havel-Winkel am Rande der Kletzter Heide ein weiteres Vorkommen von *Liparis loeselii* neu festgestellt. In einem benachbarten Moor unmittelbar an der Grenze zu Brandenburg hatte der Botanische Verein der Provinz Brandenburg die Art bereits am 5.6.1926 ebenfalls nachgewiesen (MRUGOWSKY 1926). Diese Vorkommen stellen die bisher einzigen Nachweise im weichselkaltzeitlich überformten Jungmoränengebiet Sachsen-Anhalts dar. Das artenreiche Niedermoor wird ungefähr seit dem Jahr 1980 einer Mahdpflege unterzogen, in deren Folge sich zahlreiche konkurrenzschwache Arten der Kalkflachmoore ausgebreitet haben. Wiederholte, gezielte Suchen nach *Liparis loeselii* vor dem Jahr 2009 verliefen allerdings erfolglos, so dass mit einiger Wahrscheinlichkeit bei dem o. g.

Vorkommen von einer Neubesiedelung auszugehen ist. Die landesweite Erfassung im Jahr 2010 ergab einen Gesamtbestand in Sachsen-Anhalt von 830 Individuen.

3 Die aktuellen Vorkommen von *Liparis loeselii* in Sachsen-Anhalt

3.1 *Liparis loeselii* im Nördlichen Harzvorland

3.1.1 Bestandssituation

Auf Grund der im weiten Umfeld einzigartigen floristischen Ausstattung übt das Helsunger Bruch schon seit jeher eine anziehende Wirkung auf Botaniker aus. Entsprechend umfassend ist die floristische Erforschung und Dokumentation des Gebietes.

Liparis loeselii wird von den Autoren zeitgenössischer Florenwerke (z. B. SCHATZ 1854, HAMPE 1873, SPORLEDER 1882) für das gesamte Helsunger Bruch nicht angegeben.

Erstmals publiziert MERTENS (1961) das Vorkommen von *Liparis loeselii* im Helsunger Bruch, jedoch ohne nähere Angaben zu den Fundumständen. BARTSCH (1965) gibt das Jahr 1955 für den Erstdnachweis an. Die in der Fundortdatei des AHO Sachsen-Anhalt e. V. dokumentierte Bestandentwicklung ist der Abbildung 6 zu entnehmen.

Auffällig ist die außerordentlich geringe Populationsstärke im Zeitraum von 1964 bis 1998. Auch nach dem Ausbringen einer größeren Zahl fertiler Pflanzen im

Jahr 1983 (vgl. WEGENER, KALLMEYER & ZIESCHE 2004) erfolgte ein rascher Bestandsrückgang. Ab 1999 setzte ein zunächst sprunghafter, seither offenbar kontinuierlich verlaufender Bestandsanstieg ein.

Im Folgenden soll ein Interpretationsversuch dieser gegenläufigen Entwicklungen unternommen werden. WEGENER, KALLMEYER & ZIESCHE (2004) beschreiben die Nutzungsgeschichte des Helsunger Bruches ab 1935, teils aus eigener Kenntnis. Für diesen Zeitpunkt wird der Beginn der Entwässerung angegeben. Erste Versuche zur Nutzbarmachung werden aber bereits für das 18. Jahrhundert vermutet. Für die 1950er Jahre geben die Autoren einen sehr geringen Aufwuchs („Aufwuchshöhe ... selten über 30 cm“) und sehr nasse Verhältnisse („... da noch im Juni das Wasser in den Wiesen stand“) an. Die Nutzung erfolgte, „wenn die Flächen befahrbar waren“. Entsprechend der geschilderten Wasserstände dürfte dies bis etwa Ende Juni der Fall gewesen sein, da ein Mitautor „nicht selten ... vor der Mahd reiche (Orchideen-)Sträüße“ pflückte.

BARTSCH (1965) schätzt für diese Periode die Situation der Orchideen-Populationen im Helsunger Bruch wie folgt ein: „*L. loeselii* und *O. palustris* sind nur in wenigen Exemplaren vorhanden; *D. incarnata* und *E. palustris* erscheinen etwas zahlreicher“. In der Zähldatei des AHO Sachsen-Anhalt für das Jahr 1964 sind für *Epipactis palustris* 20 Individuen sowie für *Dactylorhiza incarnata* 60 Individuen vermerkt. Diese Einschätzung

Abb. 6: Populationsentwicklung (Gesamtindividuenzahl) von *Liparis loeselii* im Helsunger Bruch, 1964 bis 2010.

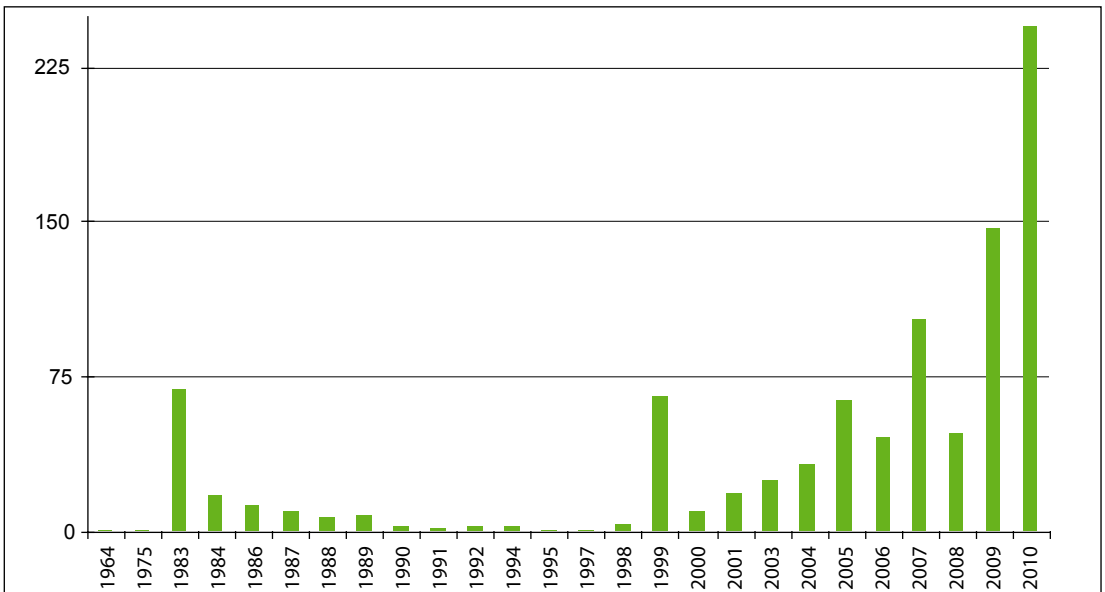




Abb. 7: *Liparis loeselii*, reife Fruchstände kurz vor dem Öffnen der Samenkapseln (Gräfenhainichen, 3.10.2007). Foto: A. Korschefsky.

gen überraschen angesichts der offenbar optimalen hydrologischen Bedingungen und Vegetationsstrukturen. Die Ursache für die geringen Abundanzen der angeführten Arten muss demzufolge im Nutzungsregime gesucht werden. Alle genannten Arten weisen, in Abstufungen, phänologische Besonderheiten auf und schließen ihren jährlichen Entwicklungszyklus (mit der Samenreife) erst spät im Jahr ab:

- *Dactylorhiza incarnata*, Mitte Juli
- *Orchis palustris*, Ende Juli bis Anfang August
- *Epipactis palustris*, Ende August (jedoch ist bei dieser Art eine vegetative Vermehrung typisch)
- *Liparis loeselii* (Abb. 7), ab Anfang Oktober.

Eine regelmäßige Mahd vor der Samenreife hat eine Ausbildung individuenreicher Populationen offenbar verhindert, am stärksten war die Art mit dem längsten Jahreszyklus betroffen: *Liparis loeselii*.

Die folgende Phase bis 1975, die Zeit der Kollektivierung und Industrialisierung der landwirtschaftlichen Produktion, war verbunden mit einer gesellschaftlich bedingten Nutzungsumstellung: WEGENER, KALLMEYER & ZIESCHE (2004) beschreiben zeitweise Schaf- und Rinderbeweidung sowie die Nutzungseinstellung. Die Folge war die Herausbildung eines „dichten Landröhrichts von *Phragmites australis*“. In diese Phase fällt das Verschwinden von *Orchis palustris* und *Liparis loeselii*. Ab 1979 wurde mit ehrenamtlich initiierten Pflege- und Managementmaßnahmen begonnen, die auch den bereits oben erwähnten Umpflanzversuch beinhalteten. Die weiter fortschreitende Austrocknung begünstigte durch Moormineralisation und Stickstofffreisetzung das Wachstum konkurrenzstarker Arten, das durch einen frühen Schnittzeitpunkt begrenzt werden sollte. Auf der anderen Seite waren die phänologischen Ansprüche (Austrieb, Blüte, Samenreife) der Zielarten zwingend zu beachten. Auf der Grundlage des Pflegekonzeptes von BÖHNERT, FRANKE & SUCCOW (1986) kam deshalb ein flächenspezifisches Rotationsverfahren aus einer Kombination unterschiedlicher Maßnahmen (Flämmen, manuelle Mahd und Motormahd zwischen Juni und September sowie Brache) zur Anwendung. Ab 1983 wurde eine partielle Mahd von jährlich ca. einem Drittel der Fläche, mit einer schrittweisen Verlagerung des Schnittzeitpunktes auf September, realisiert. Die Pflege erfolgte zunächst auf ehrenamtlicher Basis, zwischen 1992 und 2003 dann in Regie der örtlichen Naturschutzstationen, wiederum unterstützt durch ehrenamtliches Engagement.

Diese partielle Spätmahd führte besonders im Südteil der Vorkommensfläche, hier vermutlich begünstigt durch den verstärkt wirksam werdenden Stickstoffaustrag des von Süden und Südwesten anströmenden Wassers, zu deutlichen Verbesserungen der Vegetationsstruktur und geringen Abundanzen konkurrenzstarker Arten. Zugleich verbesserten sich die Chancen der generativen Vermehrung von *Liparis loeselii* und *Epipactis palustris* (2008: ca. 5.000 fertile Triebe). Weitere naturschutzfachlich außerordentlich bedeutsame Arten, wie *Pedicularis palustris*, *Schoenus nigricans*, *Pinguicula vulgaris*, *Cladium mariscus*, *Carex lepidocarpa* und *Succisa pratensis*, konnten unter diesem Pflegeregime ebenfalls ihre Populationen behaupten bzw. stabilisieren.

Zusammenfassend kann resümiert werden, dass – auf Grund des speziellen phänologischen Entwicklungsmusters von *Liparis loeselii* und trotz optimaler Standortbedingungen – die historische Bewirtschaftung in Form einer (mittel-)frühen Mahd nicht geeignet war,

den Aufbau einer stabilen Population zu ermöglichen. Wasserstandsabsenkung, Beweidung und Auflassung führten in der Folge zu einem raschen Verlust der Art. Die Aufnahme gezielter Biotoppflegemaßnahmen hatte zunächst eine Verbesserung der Habitatstrukturen zur Folge, ohne dass sich *Liparis loeselii* (trotz Bestandsstützung) dauerhaft etablieren konnte. Erst als eine (zunächst im Pflegekonzept nicht vorgesehene!) Verschiebung der Mahd auf einen späteren Zeitpunkt erfolgte, setzte die sprunghafte Bestandskonsolidierung ein. Die gezielte Realisierung einer Spätherbstmahd (Wintermahd) ab 2005 im Auftrag der zuständigen Naturschutzbehörde hatte dann binnen weniger Jahre eine Vervierfachung der Population zur Folge. Der Zusammenhang zwischen Phänologie, Nutzungs-/ Pflege-regime und Überlebenschance wird deutlich.

3.1.2 Gefährdung und Management

Die signifikante Gefährdung von *Liparis loeselii* wird durch die Beeinträchtigung ihres Lebensraumes hervorgerufen.

Das Kalkflachmoor Helsingør Bruch muss als ein durch vielfältige Einflüsse stark, wahrscheinlich irreversibel beeinträchtigtes Ökosystem verstanden werden. Möglicherweise werden Managementmaßnahmen auch in Zukunft nicht zu einem stabilen, sich selbst regulierenden günstigen Zustand führen.

BÖHNERT, FRANKE & SUCCOW (1986) beschreiben den ursprünglichen Zustand des Moores als „Kalksumpflvegetation mit ... Seggen-, Binsen- und Schneidenrieden, mit dichten Braunmoostepichen sowie ständigen oder phasenweisen Flachgewässern“. Das hydrologische Regime des mesotroph-kalkhaltigen Durchströmungsmoores wird durch den „Zustrom teilweise artesisch gespannten, kalkreichen Wassers aus den Schichtquellen des Kreidesandsteins“ bestimmt.

Diese ursprünglichen Verhältnisse wurden durch im Jahr 1935 einsetzende Hydromelioration nachhaltig anthropogen überprägt. Neben den unmittelbar wirksam werdenden Änderungen des Wasserregimes (Austrocknung), haben dadurch ausgelöste, strukturelle und chemische Veränderungen im Torfkörper Auswirkungen auf die Ausprägung der Vegetation. Die Austrocknung bewirkte eine Nutzbarmachung der Moorvegetation, wobei sich die Nutzungsweise mit der fortschreitenden Reduzierung der Wasserstände folgendermaßen permanent änderte:

1. Ermöglichung der Mahdnutzung
2. Sukzessive Vorverlegung des Schnittzeitpunktes
3. Beweidungsversuche
4. Auflassung.

Die gegenwärtige Gefährdung der Moorvegetation ergibt sich demzufolge aus nachstehendem Ursachen- und Wirkungskomplex:

1. Störung des Wasserhaushaltes (Austrocknung)
2. Eutrophierung des Moorkörpers durch Torfmineralisation infolge der Austrocknung
3. Eutrophierung des Moorkörpers durch latenten externen Nährstoffeintrag, vorrangig über die Luft
4. zu früher Schnittzeitpunkt
5. Nutzungsauffassung
6. Förderung konkurrenzstarker Arten durch Überschuss an pflanzenverfügbarem Stickstoff
7. unverträglich hohe Belastung durch illegale Frequentierung (Schutzgebiet!).

Ein nachhaltig wirksames Management muss die Minderung der primären Störung des Gebietszustandes durch Trockenlegung zum Inhalt haben. Als Zielzustand ist hierbei die ganzjährige Wasserstandshaltung an der Geländeoberfläche anzusetzen. Zugleich muss die Durchströmung des Moorkörpers gewährleistet bleiben. Überstauungen sind zu vermeiden. Zur Abflussminimierung wurden bereits in der jüngsten Vergangenheit Stauwehre in den Abflussgräben installiert.

Zur Reduzierung der Konkurrenzwirkung wuchsstarker Arten, insbesondere von *Phragmites australis*, *Filipendula ulmaria*, *Molinia caerulea*, *Lysimachia vulgaris*, und zur Unterbindung der Herausbildung einer Streudecke ist die kontinuierliche Fortführung der jährlichen Pflegemahd der Vorkommensflächen von *Liparis loeselii* zu gewährleisten. Vor allem Streudecken bewirken die Unterdrückung adulter Pflanzen und verhindern die Neuetablierung von Jungpflanzen. Infolge der späten Samenreife von *Liparis loeselii* kann der Schnitt nicht vor Anfang Oktober erfolgen. Das Mahdgut ist vollständig zu entfernen. Ein später Schnittzeitpunkt begünstigt zugleich auch alle weiteren naturschutzfachlich wertgebenden Pflanzenarten, kollidiert jedoch möglicherweise mit dem Ziel der Vitalitätsminderung der Konkurrenzarten. In diesem Fall muss jahresweise ein früherer Schnitt auf Anteilflächen umgesetzt werden, der dem Rotationsprinzip des Pflegekonzepts im Sinne von BÖHNERT, FRANKE & SUCCOW (1986) entspricht. Auf den Einsatz bodenschonender Technik ist zu achten, da insbesondere tiefer liegende und nassere Bereiche am wenigsten tragfähig sind, zugleich aber die bevorzugten Siedlungspunkte für *Liparis loeselii* darstellen. Gegebenenfalls sind diese Partien einer motormanuellen Mahd und manuellen Beräumung zu unterziehen.

In bereits stärker gestörten Bereichen mit degradierten oberen Torfschichten können Flachabtorfungen die Sukzession in ein früheres Stadium versetzen und somit mittelfristig Lebensräume von Arten des Caricion davallianae neu entstehen lassen.

Seit dem Jahr 2006 werden im Rahmen von EU-Förderprogrammen diese Pflegearbeiten schutzgutbezogen fortgeführt (BILLETTOFT mdl.). Neben einer erkennbaren Vitalitätsminderung konkurrenzstarker Arten, insbesondere bei *Phragmites australis* und *Filipendula ulmaria*, ist der weitere Populationsanstieg von *Liparis loeselii* (vgl. Abb. 6) sowie die Vergrößerung der Habitatfläche bemerkenswert. Eine kontinuierliche Fortführung dieser Erhaltungsmaßnahmen ist auch zukünftig zu gewährleisten. Alle Maßnahmen bedürfen einer Überwachung und Erfolgskontrolle, damit in dem bereits deutlich gestörten, vielschichtigen System mit einer Vielzahl naturschutzfachlich höchst wertvollen Arten unerwünschten Folgen rechtzeitig gegengesteuert werden kann. In ein solches Monitoring sind sowohl die Vegetationsentwicklung als auch die Dynamik innerhalb der Populationen der Zielarten (hier *Liparis loeselii*) einzubeziehen. Als Verfahren eignet sich das dauerflächengestützte Monitoring nach KLEIN (2008). Eine alternative vollständige Bestandserfassung im Abstand weniger Jahre lässt erhebliche Trittschäden erwarten und weist Defizite hinsichtlich der Präzision der Abschätzung der Deckungsgrade innerhalb der Vegetation auf.

3.2 *Liparis loeselii* im Elbe-Havel-Winkel

3.2.1 Bestandssituation

Über die Dynamik der erst im Jahr 2009 aufgefundenen Population ist derzeit noch keine Aussage möglich. Die Populationsgröße, -struktur und räumliche Verteilung deuten jedoch darauf hin, dass es sich um ein bereits länger etabliertes und stabiles Vorkommen handelt. Der Zustand der Flächen vor 1980 (WERNICKE mdl.) lässt eine Biotopeignung für *Liparis loeselii* jedoch nicht vermuten.

Das kleinflächige Quellmoor trägt deutliche Spuren einer historischen Wiesennutzung. Ein enges Grabensystem quer zum Anstrom sollte die austretenden Wässer kanalisieren und abführen. Mit der Aufgabe kleinbäuerlicher Nutzungsformen, mutmaßlich im Zuge der Kollektivierung der Landwirtschaft in den 1960er Jahren, wurden Wiesennutzung und Grabenunterhaltung eingestellt. Verschilfung und einsetzende Bewaldung, zusätzlich begünstigt durch Stickstoffeinträge aus der Luft, führten bis 1980 zu einer fast vollständigen Verdrängung der Wiesen- und Niedermoorvegetation (WERNICKE mdl.).

3.2.2 Gefährdung und Management

Seit etwa 1980 werden Pflegemaßnahmen in unterschiedlicher Trägerschaft umgesetzt (Staatlicher Forstwirtschaftsbetrieb, Bundesforst, Ehrenamt, Biosphärenreservatsverwaltung Mittlere Elbe). Überwiegend erfolgte eine Herbst- oder Wintermahd mit Beräumung des Schnittgutes. Als problematisch erweisen sich die starken Bewaldungstendenzen. Randlich ist die Sukzession bereits bis zum Erlenbruchwald fortgeschritten. Eine gezielte Verbesserung der hydrologischen Verhältnisse ist derzeit nur in begrenztem Umfang möglich. Der gegenwärtig sehr hohe, im Wesentlichen flurgleiche Wasserstand resultiert aus den weitgehend verlandeten und damit funktionsuntüchtigen Fanggräben. Ein Bult-Schlenken-System ist erkennbar. Das Wassereinzugsgebiet ist teilweise bewaldet. Die Speisung des Moores wird durch den entwaldeten und somit versickerungsstarken Teil des Truppenübungsplatzes der Kletzer Heide begünstigt. Ein Umbau der umgebenden Kiefernbestände in Laubwaldgesellschaften entsprechend der potenziell natürlichen Vegetation kann jedoch zusätzlich Transpirationsverluste, vor allem im Winterhalbjahr, vermindern.

3.3 *Liparis loeselii* in der Braunkohlenbergbau-Folgelandschaft

3.3.1 Bestandssituation

Eine belastbare Einschätzung der Bestandstendenz von *Liparis loeselii* im Tagebaurestloch nahe Gräfenhainichen ist nicht möglich, da das Vorkommen seit seiner Entdeckung nicht regelmäßig erfasst wurde. Darüber hinaus erfolgten in den Jahren 2004 bis 2007 in größerem Umfang Entnahmen von Individuen und Samenständen im Rahmen des Umsiedlungsprojektes, die die Populationsentwicklung beeinflussten.

Die Populationsgröße, -struktur und räumliche Verteilung lassen jedoch auch hier darauf schließen, dass es sich um ein bereits länger etabliertes und stabiles Vorkommen handelt.

3.3.2 Gefährdung und Management

Die Population von *Liparis loeselii* befindet sich derzeit in einem günstigen Erhaltungszustand. Zu dessen Erhaltung könnten perspektivisch Managementmaßnahmen notwendig werden.

Eine existenzielle Gefährdung des Vorkommens besteht in der vorgesehenen Einstellung des Pumpbetriebes und des daraus resultierenden Wasseranstiegs um mehrere Meter.

Seit der Erstbestätigung von *Liparis loeselii* im Jahre 1999 hat sich eine erhebliche Umschichtung der Vege-

tation vollzogen. JAKOB & KÖCK (1999) zeigen den Biopozustand im Jahr 1999. Heute sind die dargestellten Kleinseggenriede mit Aspekt bildendem *Equisetum variegatum* großflächig von *Phragmites*-Röhrichten überwachsen. Die in der genannten Abbildung erkennbaren Gehölzinitiale haben sich partiell zu Vorwäldern weiterentwickelt. Dennoch finden sowohl *Liparis loeselii* als auch weitere naturschutzfachlich wertvolle Arten gegenwärtig noch geeignete Existenzbedingungen. Trotz der augenscheinlich optimalen hydrologischen Verhältnisse ist jedoch mit einem Fortschreiten der Sukzession und in dessen Folge mit suboptimalen Existenzbedingungen für die Arten des Caricion davallianae zu rechnen.

Eine periodische Frühsommermahd, einschließlich der Beräumung des Schnittgutes im Zeitraum von Ende Juni bis Anfang Juli, d. h. vor Eintritt der Schilf-Blüte, im Abstand von etwa drei Jahren (Rotationsmahd) und des Rückschnittes der Gehölze, kann den Sukzessionsfortschritt verzögern. Auf Grund der Flächengröße sowie zur Minderung von Beeinträchtigungen anderer Organismengruppen wäre eine abschnittsweise Mahd zu favorisieren.

Der großflächige Umbau der Kiefernforste in Laubwaldgesellschaften der potenziell natürlichen Vegetation kann, durch eine Verminderung der Transpirationsverluste, vor allem außerhalb der Vegetationszeit, die Quellfähigkeit langfristig stabilisieren.

4 Allgemeine Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen

Die braunmoosreichen Seggenrieder der Seeverlandungs-, Quell- und Durchströmungsmoore im Tief- und Hügelland stellen einst stabile Ökosysteme und bevorzugte Habitate für *Liparis loeselii* dar. Durch großräumige Entwässerungsvorhaben und Prozesse der Landschaftseutrophierung in den letzten Jahrzehnten sind diese Lebensräume heute größtenteils irreversibel verändert.

Weitere Habitate für *Liparis loeselii* sind Streuwiesen, die anthropogenen Ursprungs sind sowie dauerfeuchte Sandböden (Dünentäler, Sandgruben). Diese tragen Pioniercharakter und treten nur temporär auf.

Somit ist die Erhaltung von *Liparis loeselii* und aller weiteren stenöken Arten dieser Biotope gegenwärtig in den stark anthropogen überformten mitteleuropäischen Landschaften regelmäßig an ein gezieltes, auf die physiologischen und vor allem phänologischen Ansprüche der Art ausgerichtetes Management gebunden.

Als Grundsätze für ein artangepasstes Management können formuliert werden:

A Sicherung bzw. Wiederherstellung hoher und stabiler Geländewasserstände

Optimal steht das Wasser in den Habitaten von *Liparis loeselii* oberflächengleich an. Die Schwankungen im Jahresgang sind gering, Grundwasserflurabstände von mehr als 20 cm sind bereits als kritisch zu betrachten. Eine Durchströmung bzw. Überrieselung bewirkt einen permanenten Stickstoffaustrag (Auswaschung) und wirkt somit einer Eutrophierung entgegen. Eine Überstauung wird nur sehr kurzzeitig toleriert. Der permanente Einstau bzw. die Einleitung eutrophen Wassers ist nicht geeignet und bewirkt einen Habitatverlust binnen kürzester Zeit.

Die Wiederherstellung bzw. Erhaltung derartiger hydrologischer Bedingungen ist die essenzielle Voraussetzung für das Überleben von *Liparis*-Populationen auf Moorstandorten.

Neben einer Wasserrückhaltung kann für Quell- und Durchströmungsmoore der Wasserhaushalt durch Maßnahmen im Einzugsgebiet nachhaltig verbessert werden. Geeignet ist vor allem der großflächige Umbau von (i. d. R. standortswidrigen) Nadelholzreinbestockungen in Laubwaldgesellschaften, die der potenziell natürlichen Vegetation entsprechen. Nadelholzbestände weisen infolge ihrer ganzjährigen Assimilation deutlich höhere Transpirationsverluste als Laubwälder auf, wodurch unter diesen eine höhere Grundwasserneubildungsrate auftritt. Erfahrungen dazu liegen insbesondere aus Brandenburg vor (z. B. LANDGRAF 2005).

B Steuerung der Konkurrenzverhältnisse

Infolge der gestörten Wasser- und Nährstoffverhältnisse muss den sukzessionalen Prozessen entgegen gewirkt bzw. müssen diese gesteuert werden. Schwankende Wasserstände in Mooren lösen Abbauvorgänge im Torfkörper aus, die eutrophierende Wirkungen entfalten. Folgen sind die Entwicklung vitaler Schilfdecken sowie die Entstehung gehölzfähiger Standorte.

Entbuschung allein ist meist nicht ausreichend, je nach Vitalität ist meist eine Mahd der Habitate (einschließlich der Beräumung des Schnittgutes) erforderlich. Als Zielkriterium ist das Fehlen einer Streudecke anzusehen.

Zwingend zu beachten ist dabei der phänologische Rhythmus von *Liparis loeselii*. Die Samenreife bzw. der Samenausfall treten erst im Laufe der Spätherbst- bzw. Wintermonate ein, wobei ein zeitlicher Gradient von Südwest nach Nordost zu bestehen scheint. Beobach-

tungen belegen, dass in Sachsen-Anhalt der Monat Oktober als Zeitpunkt der Samenreife / des Samenausfalls angenommen werden kann. Eine Mahd ist demzufolge erst ab diesem Zeitpunkt möglich. Allerdings lässt sich dann die Vitalität der Konkurrenzarten nicht mehr schwächen. Ist dies erforderlich, empfiehlt sich eine periodische Mahd, ca. alle zwei bis drei Jahre, im Juli vor Einsetzen der Schilfblüte.

C Maßnahmen zur Erhaltung des Genpools

Ist ein Habitatverlust unvermeidbar, kann als Ultima Ratio eine Sicherung des genetischen Pools durch eine Umsiedlung versucht werden. Zu bedenken ist hierbei jedoch, dass geeignete, möglichst pflegefreie Biotope in unseren Landschaften inzwischen fast vollständig fehlen und dass eine Umsiedlung stets nur einen sehr begrenzten Teil der betroffenen Lebensgemeinschaft zu retten vermag. Der Schutz, die Erhaltung und, wenn möglich, die Optimierung der autochthonen Population muss daher stets absoluten Vorrang genießen.

Im Folgenden werden Erfahrungen eines genehmigten Umsiedlungsprojektes vor Flutung eines Restloches bei Gräfenhainichen im Rahmen der Rekultivierung vorgestellt:

- Evaluierung geeigneter Ausweichbiotope
In Kenntnis der Habitatansprüche von *Liparis loeselii* wurden im Vorfeld der Umsiedlung geeignete Biotope etwa im Radius von 50 km um die Ursprungspopulation erfasst. Natürliche Standorte waren erwartungsgemäß nicht mehr vorhanden. Lediglich drei Habitate wiesen scheinbar geeignete Bedingungen auf: ein braunmoosreiches Quellmoorinitial in der Bergbaufolgelandschaft (H1), ein Seggenried in einem verlandeten Torfstich innerhalb eines bereits stark degradierten Durchströmungsmoores (H2) sowie die Verlandungszone einer Tongrube (H3).

• Methodik / Erfolgskontrolle

Mai 2004	Umsetzung von ca. 50 fertilen Pflanzen im Ballen in alle Zielhabitate (H1 bis H3)
Juli 2005	erste Erfolgskontrolle nur in H1 sind 2 fertile fruchtende Individuen an der Auspflanzstelle nachweisbar
Februar 2006	Gehölzrückschnitt in H1
Juli 2007	Erfolgskontrolle H1 mit 14 Individuen, davon 9 fertil, ca. 5 bis 10 m von der Auspflanzstelle entfernt

H2 mit 3 fertilen Individuen, ca. 2 bis 5 m von der Auspflanzstelle entfernt

Oktober 2007 Aussaat von aus der Ursprungspopulation entnommenem Samenmaterial in H2 (ca. 50 Samenkapseln)

Juli 2009 Erfolgskontrolle
H1 mit 26 Individuen, davon 10 fertil mit 44 Samenkapseln
H2 und H3 ohne Nachweis

Juni 2010 Erfolgskontrolle, Bewertung des Erhaltungszustandes
H1 mit 31 Individuen, davon 14 fertil mit 45 Samenkapseln
H2 mit 15 Individuen, davon 9 fertil mit 35 Samenkapseln.

- Auswertung der Ergebnisse / Schlussfolgerungen
 1. An zwei der drei Ausbringungsorte konnten sich Kleinpopulationen mit derzeit positivem Populationstrend etablieren.
 2. Die derzeit vorhandenen Individuen befinden sich jeweils wenige Meter von den Auspflanzstellen entfernt, entstammen also aus einer generativen Vermehrung der ausgepflanzten Individuen bzw. aus der Nachsaat des Jahres 2007.
 3. Blühfähige Pflanzen entwickeln sich unter Freilandbedingungen im 3. Jahr, wahrscheinlich bereits im 2. Jahr. Analoge Beobachtungen von MRKVICKA (1990) und MEYSEL (in: ARBEITSKREIS HEIMISCHE ORCHIDEEN SACHSEN-ANHALT e. V. 2011) können somit bestätigt werden.
 4. Der ausgebliebene Etablierungserfolg in H3 wird auf stark schwankende Wasserstände bei Fehlen eines oszillationfähigen Moorkörpers zurückgeführt. Dies begünstigt länger andauernde Überstauungen, die von *Liparis loeselii* nicht toleriert werden.

5 Erhaltungsaussichten

Liparis loeselii ist in allen Bundesländern mit Ausnahme von Baden-Württemberg und Bayern extrem stark zurückgegangen und hochgradig vom Aussterben bedroht. Ursache ist der fast vollständige Verlust störungsfreier Habitate infolge einer umfassenden Landschaftsentwässerung und -eutrophierung. In Sachsen-Anhalt wie in den meisten anderen Bundesländern hängt der Fortbestand der Lebensgemeinschaft der basiphilen und calciphilen Flachmoorgesellschaften

(Lebensraumtyp nach Anhang I der FFH-Richtlinie, Code 7230), deren Bestandteil *Liparis loeselii* ist, von einem angepassten Management ab. Dass dieses möglich ist, zeigen die Ergebnisse jahrzehntelanger, oft in ehrenamtlicher Regie realisierter Pflegearbeiten. Von der Sicherung der Kontinuität dieser Maßnahmen wird abhängen, ob wir unseren rechtlichen und ethischen Verpflichtungen zur Erhaltung der Biodiversität gerecht werden können.

Literatur

- ARBEITSKREISE HEIMISCHE ORCHIDEEN DEUTSCHLANDS (2005): Die Orchideen Deutschlands. – Verlag der Arbeitskreise Heimische Orchideen Deutschlands: 800 S.
- ARBEITSKREIS HEIMISCHE ORCHIDEEN SACHSEN-ANHALT e. V. (2010): Die rezenten Vorkommen von *Liparis loeselii* (L.) RICH. in Sachsen-Anhalt – Erfassung, Bewertung, Management. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- ARBEITSKREIS HEIMISCHE ORCHIDEEN SACHSEN-ANHALT e. V. (2011): Orchideen in Sachsen-Anhalt. Verbreitung, Ökologie, Variabilität, Gefährdung, Schutz. – Quedlinburg: 496 S.
- BARTSCH, A. (1965): Erlöschene, verschollene, vom Erlöschen bedrohte sowie fragliche, neu aufgefundene oder in Ausbreitung begriffene Orchideenarten im Nordharz und in seinem Vorland. – Mitteilungen des Arbeitskreises „Heimische Orchideen“ der DDR, Heft 2.
- BAUMANN, H. & S. KÜNKELE (1982): Die wildwachsenden Orchideen Europas. – Stuttgart (Kosmos-Verlag).
- BAUMANN, H., KÜNKELE S. & R. LORENZ (2006): Orchideen Europas mit angrenzenden Gebieten. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer): 333 S.
- BÖHNERT, W., FRANKE R. & M. SUCCOW (1986): Die Hammelwiese im Kreis Quedlinburg – Möglichkeiten zur Erhaltung eines kleinen Moor-Naturschutzgebietes. – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (26)1: 1–18.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). – Berlin (Akademie-Verlag): 241 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica (XVIII): 258 S.
- HAMPE, E. (1873): Flora Hercynica oder Aufzählung der im Harzgebiete wildwachsenden Gefäßpflanzen, nebst einem Anhang, enthaltend die Laub- und Lebermoose. – Halle (Schwetschkescher Verlag): 383 S.
- HUDZIOK, G. (1964): Beiträge zur Flora des Fläming und der südlichen Mittelmark. – Verhandlungen des Botanischen Vereins der Provinz Brandenburg (101)1: 18–58.
- JAKOB, S. & U.-V. KÖCK (1999): Flora und Vegetation der Bergbaufolgelandschaften. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt (36)Sonderheft: 17–22.
- KLEIN, S. (2008): Konzept für das Monitoring von Orchideen in Sachsen-Anhalt. – Berichte Arbeitskreise Heimische Orchideen (25)1: 180–194.
- LANDGRAF, L. (2005): Moorschutz im Wald. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg (14)1: 25–26
- MERTENS, F. (1961): Flora von Halberstadt. – Veröffentlichungen des Städtischen Museums Halberstadt: 114 S.

- MRKVICKA, A. C. (1990): Neue Beobachtung zur Samenkeimung und Entwicklung von *Liparis loeselii* (L.) RICH. – Mitteilungsblatt AHO Baden-Württemberg (22)1: 172–180.
- MRUGOWSKY, J. (1926) Bericht über die Frühjahrs-Hauptversammlung in Rathenow am 5. und 6. Juni 1926. – Verhandlungen des Botanischen Vereins Brandenburg (68): 258–263.
- SCHATZ, W. (1854): Flora von Halberstadt mit besonderer Berücksichtigung der Flora Magdeburgs. – Halberstadt (XX-VIII): 319 S.
- SPORLEDER, F. W. (1882): Verzeichnis der in der Grafschaft Wernigerode und der nächsten Umgebung wildwachsenden Phanerogamen und Gefäßkryptogamen sowie der daselbst im Freien in größerer Menge angebauten Pflanzen. – Wernigerode (Wiss. Verein Wernigerode): 336 S.
- WEGENER, U., KALLMEYER, H. & H. ZIESCHE (2004): Ansielungsversuch der Glanzorchis [*Liparis loeseli* (L.) L. C. RICHARD] im Nordharz. – Journal Europäischer Orchideen (36)4: 957–968.
- WHITING, R. E. & P. M. CATLING (1986): Orchids of Ontario. – Ottawa (The CanaColl Foundation).
- WIESNIEWSKI, N. (1977): Populationsdynamik von *Liparis loeselii* (L.) RICH. an einem Sekundärstandort im Flachland der DDR. – Mitteilungen des Arbeitskreises Heimische Orchideen des Zentralen Fachausschusses Botanik im Kulturbund der DDR (7): 58–60.
- ZIMMERMANN, F. (2009): Verbreitung und Gefährdungssituation der heimischen Orchideen (Orchidaceae) in Brandenburg. Teil 2: Vom Aussterben bedrohte Arten. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg (18)1: 19–30.

Anschriften der Autoren

Frank Meysel
Arbeitskreis Heimische Orchideen Sachsen-Anhalt e.V.
Gottgau 1 • 06193 Löbejün
E-Mail: orchid.meysel@t-online.de

Andreas Korschefsky
Lilienthalstr. 7 • 06886 Lutherstadt Wittenberg
E-Mail: a.korschefsky@gmx.de