Liparis loeselii, Zusammenstellung von life-history-traits, genetischer Struktur der Populationen, Populationsdynamik und vergleichende Betrachtung von Management-Strategien

Alfred Buchholz, Markus Röhl & Maria Müller-Lindenlauf

Zusammenfassung: Ausgehend von den Erfahrungen der Populationsentwicklung von 94 *Liparis*-Standorten in Oberschwaben und eigenen Untersuchungen zur Auswirkung einer Frühmahd auf *Liparis*-Standorte wurden Arbeiten über *Liparis loeselii* aus ganz Europa ausgewertet und die Ergebnisse einander gegenübergestellt.

Unter natürlichen Bedingungen bevorzugt *Liparis* offene junge Moorstadien mit ausreichender Basenversorgung, die im süddeutschen Raum durch den hohen Nährstoffeintrag einer beschleunigten Sukzession unterliegen. Die konventionelle Pflege einschließlich einer zusätzlichen Frühmahd kann diesen Prozess nur verlangsamen, wobei Bestandsdichte und Populationsgröße weit hinter den Vorkommen in Dünentälchen oder (kalk)-oligotrophen Verlandungsmooren in Südschweden zurückbleiben. Die Alternative einer aktiven „Wiederherstellung" initialer Moorstadien z. B. durch Abschieben des Oberbodens wurde in Einzelfällen bereits durchgeführt, doch liegen noch keine belastbaren Daten zur Bestandsentwicklung von *Liparis* vor. Ein solches Vorgehen wird auch innerhalb der im Naturschutz aktiven Personen und Verbände kontrovers diskutiert.

Auffällig ist, dass in Süddeutschland der größte Rückgang der Populationszahlen genau in die Zeit des „Sauren Regens" in den 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts fällt. Dabei konnte die oberste Bodenschicht, die für *Liparis* relevant ist, sehr leicht in für die Pflanze zu saure pH-Werte abrutschen. Ob dies die Ursache gewesen ist, oder der starke Nutzungswandel (brachfallen bzw. intensivieren) in dieser Zeitperiode ausschlaggebend war, lässt sich nicht mehr klären.

Key Words: calcareous wetlands, fen orchid, fen management, habitat management, habitat restoration, Upper Swabia

Summary: Based on the author's experience with population dynamics at 94 sites of *Liparis loeselii* (fen orchid) in Upper Swabia, Southern Germany, literature from the entire European range of this orchid has been evaluated regarding habitat restoration and responses to early mowing.

Anschriften der Autoren: Alfred Buchholz, Bauzenweg 97, 72108 Rottenburg, E-Mail: Alfred-Buchholz@t-online.de;
Prof. Dr. Markus Röhl, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt, Schelmenwasen 4-8, 72622 Nürtingen, E-Mail: Markus.Roehl@hfwu.de;
Prof. Dr. Maria Müller-Lindenlauf, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt, Neckarsteige 6-10, 72622 Nürtingen, E-Mail: maria.mueller-lindenlauf@hfwu.de

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Liparis prefers open, exposed, early-succession stage fens and mires with suitable supply in chemical bases. In Southern Germany, these habitats are prone to accelerated succession due to high nutrient input. Conventional habitat management including an additional early mowing can slow down this process, however population sizes of the orchid will never reach those of dune mires or oligotrophic calcareous terrestrialisation mires in Southern Sweden. Alternatively, active "restoration" of mire initial stages, e.g. by removal of top soil layers, have been performed in a few cases, however no authoritative data is present yet on the development of *Liparis* populations. Such action is also under some controversial debate among nature conservationists.

Strikingly, the largest decrease in population numbers in Southern Germany falls within the time of "acid rain" of the 1980ies. This could cause the uppermost soil layer, which is relevant for *Liparis*, to easily reach pH values too acidic for the plant. However, it cannot be proved anymore if this was the reason for population decline, or rather a strong change of land use (fallow or intensified) that co-occurred within that period of time.

Einleitung

Das Sumpf-Glanzkraut (*Liparis loeselii*) – auch Glanzstendel genannt – genießt als Orchideenart des Anhanges II der FFH-Richtlinie und der daraus resultierenden Berichtspflicht eine große Aufmerksamkeit, die stark mit der unscheinbaren Gestalt und der damit verbundenen schweren Auffindbarkeit kontrastiert (Abb. 1). Das Monitoring der Art wird zusätzlich dadurch erschwert, dass die Populationen aus natürlichen, aber nicht völlig verstandenen Ursachen heraus von einem zum nächsten Jahr stark in ihrer oberirdisch sichtbaren Individuenzahl schwanken können. Süddeutschland und insbesondere das Alpenvorland ist, von der Anzahl der Populationen her, eines der Dichtezentren der Art, wobei Deutschland insgesamt im Zentrum des europäischen Teilareals liegt.

Abb. 1: Habitus von *Liparis loeselii*.
Foto: Alfred Buchholz

Im vorliegenden Artikel dienen die eigenen Beobachtungen im Landkreis Ravensburg und im Bodenseekreis, in denen der Erstautor die Populationen des Sumpf-Glanzkrautes im Rahmen des Artenschutzprogramms betreut, als Ausgangs- und Vergleichspunkt für die Ergebnisse aus anderen Regionen. Ergänzt werden diese durch Ergebnisse im Rahmen des Projekts „Optimierung der Pflege artenschutzfachlich hochwertiger Streuwiesen", das von Juni 2016 bis März 2018 in mehreren Naturschutzgebieten im Landkreis Ravensburg und im Bodenseekreis durchgeführt wurde. Dieses Projekt wurde mit Unterstützung der Stiftung Naturschutzfonds aus zweckgebundenen Erträgen der Glücksspirale gefördert.

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Aus dieser Gesamtschau heraus werden die für *Liparis* wichtigen Standortfaktoren herausgearbeitet und somit wichtige Eckpunkte für das Pflegemanagement herausgearbeitet.

Verbreitung und Habitatansprüche von *Liparis loeselii*

Das geschlossene Areal von *Liparis loeselii* umfasst den Osten Nordamerikas sowie Mitteleuropa. Spärlich sind noch Fundorte südlich der Alpen und Pyrenäen, wie z.B. aus Ost-Spanien, Südfrankreich (Camargue), Nord-Italien und dem Balkan bekannt. Darüber hinaus gibt es einzelne Vorkommen in Ostsibirien und im nordwestlichen Nordamerika. Pawlikowski (2008) bezeichnet das Sumpf-Glanzkraut als amphi-atlantische Art, die auf die gemäßigte (überwiegend warm-gemäßigte) Zone beschränkt ist und im Süden auf die Bergregionen ausweicht. Die Nordgrenze verläuft durch Südengland, Südskandinavien und das Baltikum bis ca. 60° nördlicher Breite (BUWAL 1999). Interessant ist, dass die anderen Arten der Gattung kleine subtropische Epiphyten sind. Dieses Verhalten ist in eingeschränktem Maße auch bei *Liparis loeselii* zu beobachten, da es nur sehr oberflächlich wurzelt und dabei manchmal „epiphytisch“ auf Moospolstern zu finden ist (Wheeler et al.1998). Relativ neu ist die Entdeckung einer Unterart in Norditalien, die dort in halbschattigen Wäldern lebt (Perazza et al. 2012) und sich in Standort und Ökologie deutlich von der Nominalsippe abhebt. Die manchmal als Unterart geführte Variante der atlantischen Dünenvorkommen ist genetisch nicht deutlich von der Nominalart zu unterscheiden und stellt wohl eher eine noch nicht fixierte Variante dar (Vanden Broeck et al. 2014).

Die Vorkommen des Sumpf-Glanzkrauts konzentrieren sich auf eine Vielzahl von verschiedenen Feucht- und Moorbiotopen. In Europa werden in der atlantischen Region Dünentälchen der Küsten mit hohem Grundwasserstand besiedelt. Ähnliche Verhältnisse sind auch aus offen gelassenen Sandgruben z.B. aus Polen bekannt. Bei den Moortypen werden von verschiedenen Autoren leicht unterschiedliche Lebensräume genannt. In den nördlichen Ländern werden dem Sumpf-Glanzkraut als typische Standorte nährstoffarme (vorwiegend hinsichtlich des Stickstoffgehaltes), aber basen- oder kalkreiche, sehr nasse Flachmoore zugeschrieben (Wheeler et al. 1998). Für Deutschland geben Korschefsky & Meysel (2011) hingegen „weitgehend ungestörte braunmoosreiche, mesotroph-subneutrale bis basische Moore“ an. Es werden von den Autoren also hinsichtlich der Nährstoffversorgung leicht unterschiedliche Moore angegeben, wohingegen der hydrologische Moortyp nur eine untergeordnete Rolle zu spielen scheint: sowohl Verlandungsmoore mesotroph-kalkhaltiger Gewässer, als auch Versumpfungs-, Quell-, Hang- und Durchströmungsmoore werden besiedelt (Abb. 2). Wichtige Faktoren sind nach diesen Autoren die Kontinuität hoher Wasserstände sowie das Fehlen verdämmender Streuschichten. Oostermeijer & Hartman (2014) finden demgegenüber, dass sehr hohe Wasserstände für Jungpflanzen problematisch sind.

Beobachtungen aus Oberschwaben weichen etwas von dem gezeichneten Bild in der Literatur ab. Dort sind viele der Populationen, darunter gerade einige der größten, in Übergangsmooren (Begleitarten u.a. *Eriophorum gracile, Carex lasiocarpa, Carex dioica*, im Umfeld auch *C. chordorrhiza*) zu finden (Abb. 3). Sie bleiben allerdings durch Zufuhr von basenreichem Wasser aus dem Untergrund vor zu starker Versauerung bewahrt (mehr dazu s.u.). Aber auch aus anderen Regionen, z.B. aus Belgien, wird von solchen Vorkommen berichtet (W. Van Landuyt; Instituut voor Natuur- en Bosonderzoekl; E-mail-Mitteilung).

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Abb. 2:
Liparis loeselii in oligotropher Verlandungszone eines Sees in Oberschwaben.
Foto: ALFRED BUCHHOLZ

Abb. 3:
Mehrere Einzelpflanzen von *Liparis loeselii* in einem Übergangsmoor in Oberschwaben.
Foto: ALFRED BUCHHOLZ

F. HACKER (ILN Greifswald, mdl. Mitteilung) hält für Brandenburg natürliche nährstoffarme Verlandungszonen an Seen mit schwankendem Wasserstand für die ursprünglichen Standorte der Art. Ähnliche Verhältnisse liegen bei großen Vorkommen (>10.000 Individuen) in Südschweden vor (S. SUNDERMANN; ArtDatabanken [Swedish Species Information Centre], E-Mail-Mitteilung). Durchströmungsmoore mit dichter Vegetation aus Kleinseggen weisen deutlich kleinere Populationsdichten auf oder die Pflanzen bleiben zumindest weniger vital.

Eine quantifizierte Art der Beschreibung der Habitatansprüche stellen die Zeigerwerte nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) dar, die einige der oben beschriebenen Faktoren in Zahlenwerte umsetzen (Tab. 1). Nach eigenen Erfahrungen und auch von anderen Beobachtern ist die Einstufung als Lichtpflanze allerdings in Frage zu stellen (s.u.)

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Tab. 1: Zeigerwerte für *Liparis loeselii* nach Ellenberg & Leuschner (2010).

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

Beobachtungen im Rahmen des Artenschutzprogramms (ASP) Baden-Württemberg

Seit 2012 betreut der Erstautor die im ASP (Artenschutzprogramm) enthaltenen, seltensten Gefäßpflanzen Baden-Württembergs im Landkreis Ravensburg und im Bodenseekreis. *Liparis loeselii* ist dabei nur eine Art unter vielen, fällt aber mit 94 Datenbankeinträgen im moorreichen Oberschwaben besonders ins Gewicht.

Das ASP besteht aus drei Komponenten, dem Erfassen, dem Auswerten und dem daraus resultierenden Handeln (Umsetzen), wobei letzteres zum Aufgabenbereich der Regierungspräsidien gehört. In der Praxis wird auch die Erfassung von dazu beauftragten externen Experten durchgeführt, die Daten werden dann in eine zentrale Datenbank bei der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) eingegeben. Für das Erfassen wird ein Turnus von 3-5 Jahren angestrebt, in dem jeder Wuchsort besucht wird, wobei der Gefährdungsgrad der einzelnen Vorkommen dokumentiert wird. Im Bedarfsfall werden geeignete Maßnahmen direkt durchgeführt oder beauftragt. Diese schnelle Reaktion bei „Gefahr im Verzug“ stand zu Beginn des ASP im Vordergrund. Nach der nun über 30-jährigen Laufzeit sind vermehrt auch strategische Maßnahmen bis hin zu Wiederansiedlungsprojekten hinzugekommen. Begleitend werden Untersuchungen zur Vertiefung der Kenntnis der Bedürfnisse der Art und der sich daraus ableitenden artspezifischen Pflege durchgeführt.

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die Entwicklung der betreuten Wuchsorte. Methodische Schwierigkeiten ergeben sich dadurch, dass die Suchintensität sowohl durch die unterschiedlichen Bearbeiter als auch zwischen den Begängen eines Bearbeiters nicht als gleichbleibend eingeschätzt werden kann und oft der Bezugsraum der einzelnen Vorkommen sehr unterschiedlich ist. Teils werden große Flächen >10 ha mit mehreren Teilpopulationen unter einer ASP-Nummer zusammengefasst, teils wird ein Bestand mit mehr als 200 m Abstand als neue Nummer geführt.

Dennoch lassen sich Trends aufzeigen.

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Tab. 2: Anzahl der betrachteten Populationen (insgesamt 94, nicht gelistet sind Populationen mit in etwa gleichbleibender Individuenzahl [27 Populationen]).

	Große Population > 50	**Mittlere Pop. 10−50**	**Kleine Pop. 3−10**	**Einzelfunde 1−2**	**Ohne Angabe zur Populationsgröße**	**Summe**
Verschollen vor der ASP Erhebung		4	4	5	6	19
Verschollen nach Beginn der ASP Erhebung (nach 2007−2008)		3				3
Starke Abnahme seit den ersten Angaben (i.d.R. 1950−1970)	4	7	3	4		18
Zunahme zumindest zeitweise (auch nach vorherigem Rückgang)	3 (1)	6 (1)	4	1 (Wiederfund nach 50 Jahren)		14
Neufunde nach 2012	1	3	6	3		13

Auffallend ist der deutliche Rückgang der Art im Zeitraum zwischen ca. 1970−2007, der teils zum völligen Verlust von Vorkommen führte (19 Vorkommen). Aber auch die starken Rückgänge in den Bestandszahlen stammen vorwiegend aus diesem Zeitraum. Viele ehemals große Vorkommen halten sich seit 2007 auf einem sehr niedrigen aber konstanten Niveau. Auf die Gründe wird weiter unten noch näher eingegangen.

Interessant ist eine genaue Betrachtung der 14 Vorkommen, die zumindest zeitweise ein Wachstum aufweisen. Es handelt sich durchweg um sehr nasse Biotope, und zwar sehr wahrscheinlich um Flächen, die im Laufe der Beobachtungszeit nasser geworden sind, weil die alten Entwässerungsgräben allmählich zugewachsen sind. Teilweise konnten diese Flächen aufgrund der Nässe in neuerer Zeit in manchen Jahren nicht mehr gemäht werden. Eine direkte systematische Messung z.B. der Grundwasserstände liegt leider nicht vor.

Darüber hinaus wurde im Rahmen des ASP festgestellt, dass es sehr oft große Schwankungen in der Populationsgröße gibt, die innerhalb weniger Jahre bis zum fast völligen Zusammenbruch ehemals großer Vorkommen führen können. Die möglichen Gründe dazu werden im weiteren Verlauf des Artikels besprochen.

Die 13 Neufunde nach 2012 sind eine überraschend hohe Zahl, umso mehr da nicht systematisch gesucht wurde, sondern es sich um „Beifang“ bei der Nachsuche nach anderen seltenen Arten handelt. Es zeigt, dass die unscheinbare Art doch oft übersehen wird oder aber dass es zu spontanen Neubesiedlungen kommen kann.

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Untersuchung zur Auswirkung einer Frühmahd auf *Liparis*

Aufgrund der späten Samenreife von *Liparis loeselii* wird in der gängigen Praxis für die Pflege der Wuchsorte ein Mahdtermin ab Mitte Oktober angesetzt. Künkele & Baumann (1998) schlagen sogar eine Mahd erst ab März vor. In der Praxis werden teilweise frühere Mahdtermine ab September (selten auch Mitte August) angewendet, vor allem, wenn andere Pflegeziele wie der Bekämpfung von Schilf und der Reduktion der Biomasse dies nötig machen. Eine weitere Vorverlegung der Mahdzeitpunkte führt jedoch zu erheblichen Beeinträchtigungen für die meisten typischen Arten der Pfeifengraswiesen und Kalkquellmoore.

Vor diesem Hintergrund wurden 2016 im Rahmen des Projekts „Optimierung der Pflege artenschutzfachlich hochwertiger Streuwiesen“ in mehreren Naturschutzgebieten im LK Ravensburg und im Bodenseekreis kleinräumige Versuchsflächen eingerichtet, um mit einer zusätzlichen Frühjahrsmahd Nährstoffe abzuschöpfen. Das Projekt war zuerst auf zwei Jahre angelegt (2016-2017) und es wird mit Unterstützung der Stiftung Naturschutzfonds aus zweckgebundenen Erträgen der Glücksspirale gefördert. Durch die zusätzliche Frühjahrsmahd soll der Aufwuchs vermindert und eine stärker bis zum Boden besonnte, offene Struktur der Vegetation erreicht werden.

Anlass dazu war die Beobachtung, dass viele der kleineren und mittleren Populationen von *Liparis loeselii* in sehr dichtem, teils auch üppigen Aufwuchs stehen, was für eine Lichtpflanze mit Wertzahl 8 und einer Stickstoffzahl 2 („stickstoffärmste bis stickstoffarme Standorte anzeigend“) sicher nicht zuträglich erscheint. Die Strategie und der Ansatz bei der Umsetzung des Projekts basiert damit auf dem (bislang letztlich unvollständigen) Wissen über die Ökologie und Habitatansprüche der Art und den praktischen Möglichkeiten und Beschränkungen, die die Pflege bietet.

Es wurden sieben Versuchsflächen (Frühmahdflächen) in verschiedenen Moorbiotoptypen eingerichtet. Angrenzend erfolgte die Einrichtung von „Nullflächen“ bzw. Kontrollflächen, auf denen die Nutzung – in der Regel eine Mahd ab Mitte Oktober, selten auch früher – wie bislang beibehalten wurde. Aufgrund der von Jahr zu Jahr schwankenden Individuenzahl der Populationen wurde das Projekt nach den ersten zwei Jahren um weitere 2 Jahre verlängert. Danach ist eine weitere genaue Beobachtung der Versuchsflächen im Rahmen des ASP vorgesehen, um auch langfristige Auswirkungen zu erfassen. Neben der Vegetationsentwicklung werden in den 4 Projektjahren die Biomasseentwicklung und das Verhältnis von Kohlenstoff und Stickstoff ermittelt.

Ein Ergebnis der ersten Frühmahd war, dass die Abschöpfung von pflanzenverfügbarem Stickstoff allein durch die zusätzliche Mahd in etwa der Hälfte dessen entspricht, was durch die Luft jährlich an Eintrag hinzukommt. Zusammen mit einer nicht zu späten Herbstmahd liegen die Stickstoffentzüge leicht über den atmosphärischen Jahreseinträgen von 20 bis 30 kg/ha. Es kann also tatsächlich Stickstoff entzogen werden.

Aufgrund der Schwankungen der Populationsdichte bei Liparis wurden weitere, leichter auffindbare Arten in das genaue Monitoring einbezogen: *Primula farinosa* und *Pinguicula vulgaris*, die als kleinwüchsige konkurrenzschwache Arten auf ähnliche, lichte Strukturverhältnisse angewiesen sind. Um die Auswirkungen der Frühmahd auf spätblühende, typische Streuwiesenpflanzen zu erfassen, wurden u.a. *Gentiana asclepiadea* (Schwalbenwurz-Enzian) und *G. pneumonanthe* (Lungen-Enzian) ausgewählt. Vom Lungen-Enzian ist durch Un-

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

tersuchungen der Populationsstruktur bekannt, dass er (ähnlich wie *Liparis*) zur Verjüngung offene Bodenstellen benötigt (Oostermeijer et al. 1994). Bedenken wegen der Frühmahd ergeben sich aus der Unsicherheit des genauen Austriebzeitpunktes von *Liparis*. Um bei der Frühmahd wirklich Biomasse abzuschöpfen, muss ca. in einer Höhe von 10 cm gemäht werden und es könnten *Liparis*-Pflanzen dabei geschädigt werden, so dass sie nicht zur Blüte bzw. Fruchtreife gelangen. Da die Pflanze je nach Alter nur ein bis zwei Blätter pro Jahr bildet, wäre eine starke Schwächung oder gar der Verlust von Pflanzen denkbar. Ziel ist es also, zu mähen, bevor die Hauptzielart *Liparis loeselii* austreibt, aber die bestandsbildenden Gräser schon so weit vorgetrieben sind, dass sich eine Mahd lohnt. Anstelle eines fixen zeitlichen Mahdtermins wird ein phänomenologischer Termin angegeben, der auf einer bestimmten (und von Jahr zu Jahr schwankenden) Aufwuchshöhe im Frühjahr/Frühsommer basiert. Ein Ziel der Untersuchung ist es, Erfahrungen für einen optimalen Zeitpunkt bzw. Aufwuchshöhe zu sammeln und auch den Umfang des Zeitfensters, in dem eine Mahd ohne Schädigung von *Liparis* möglich ist. Aus diesen Erfahrungen soll eine möglichst einfach in die Praxis umzusetzende Handlungsanweisung abgeleitet werden. Im Rahmen des Projektes wird den mit der Mahd beauftragten Landwirten eine Zeitspanne von einer Woche bis 10 Tagen gegeben, in der die Mahd ausgeführt werden soll. Neben der Gefahr der direkten Schädigung von *Liparis loeselii* besteht die Gefahr, dass aufgrund der nach der Mahd sehr offenen, bis zum Boden besonnten Vegetationsstruktur die oberen Bodenschichten stark abtrocknen. Dieses Risiko lässt sich nicht ausschließen. Die im ersten Jahr der Laufzeit des Projektes gemachten Beobachtungen lassen dazu noch keine belastbare Aussage zu. Die optimalen Frühmahdtermine und deren Auswirkungen werden abschließend erst am Ende des Projektes feststehen.

Einige grundsätzliche Punkte zu methodischen Schwierigkeiten beim Monitoring von *Liparis*

Bei unserem Versuch zur Frühmahd verwenden wir im Prinzip den Ansatz des Bayerischen Landesamts für Umwelt, wie er im „Leitfaden für eine punktgenaue Arterfassung mit Rasterauswertung“ (Zehm et al. 2010) beschrieben ist. Allerdings verwenden wir kein Raster, sondern die Fläche wird in Bahnen unterteilt (ca. 3m Breite). Die Bahnen werden einzeln abgegangen und *Liparis*-Funde mit einem DGPS (Differentielles Globales Positionierungssystem) möglichst mit einer Genauigkeit im Zentimeter- bis Dezimeter-Bereich verortet. Ein gewöhnliches GPS erreicht bei weitem nicht die für erforderliche Genauigkeit. Im Gelände ergaben sich aber dennoch Probleme z.B. mit der Verfügbarkeit der notwendigen Korrekturdaten durch die im Land verfügbaren Dienste, da es in vielen Mooren keinen oder nur ungenügenden Handyempfang gibt, der für die Übertragung der Korrekturdaten benötigt wird. Ohne Korrekturdaten liegt das verwendete Gerät im Submeter-Bereich, das heißt 90% der gemessenen Punkte liegen in einen Radius von weniger als 1 m. Dies hat sich für unsere Anforderungen als ausreichend erwiesen, eine genaue Identifizierung einer Einzelpflanze ist damit allerdings nicht möglich.

Auch bei anderen Untersuchungen (z.B. Kooijman 2016) wurde auf die Problematik der zu ungenauen GPS-Ortung hingewiesen. In vielen Arbeiten wurde deshalb ein anderer Weg eingeschlagen: Es wurden mehrere repräsentative kleine Flächen genau ausgezählt. Wheeler et al. (1998) benutzt dabei 10 permanent verortete Flächen von nur 0,25 m^2, wobei die ge-

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

naue Position der Pflanzen durch die Koordinaten eines angelegten Rahmens festgehalten wurde. Jones (1998) findet auf einer Fläche von nur 0,25 m^2 bis zu 128 großenteils vegetative Sprosse. Kooijman (2016) verwendet 1x1m große Flächen und unterteilt *Liparis* in drei Entwicklungsstufen (1 blättrig, 2 blättrig und blühend, =Altersstufen). Dieser Ansatz ist in vielen anderen Veröffentlichungen ebenfalls zu finden. Die Größe der Gesamtpopulation wurde dann anhand von Probeflächen hochgerechnet bzw. abgeschätzt.

Als nächstes stellt sich die Frage, was ein Exemplar ist, denn *Liparis* bildet bei optimalen Bedingungen vegetativ Tochterpflanzen, die sehr eng zusammenstehen. I.d.R. werden diese zusammen mit der Mutterpflanze als ein genetisches Individuum gezählt, soweit dies immer klar zu unterscheiden ist.

Die Frage der Wiederauffindbarkeit einzelner Pflanzen spielt bei der Beurteilung der Populationsdynamik eine große Rolle. Die vielfach zu beobachtenden starken Schwankungen in der Anzahl können einerseits durch ein zeitweises Ruhen der Scheinknollen oder aber durch wirklichen Verlust und Neubesiedlung erklärt werden. Selbst bei den Verortungen im Zentimeterbereich in den Untersuchungen an den Dünenpopulationen ist dabei kein belastbares Ergebnis herausgekommen. Wheeler (1998) beschreibt, dass Pflanzen in einem Jahr nicht austreiben aber im Folgejahr wieder erscheinen und zählt deshalb erst ein Fehlen nach zwei aufeinanderfolgenden Jahren als Ausfall. Es werden aber in dieser Arbeit keine Zahlen für die Häufigkeit eines Nichtaustreibens genannt. Jones (1998) findet ein „Ruhen“ einer Pflanze nur für sechs von 320 jährlich untersuchten Flächen (wobei jede der Flächen teils über 100 Individuen enthält).Neuere Arbeiten z.B. Oostermeijer & Hartman (2014), stufen die Möglichkeit der Dormanz mit Verweis auf die o.g. Arbeiten als selten ein, eigene Beobachtungen belegen eher das Gegenteil.

Zur Veranschaulichung der Probleme der Wiederauffindbarkeit sei noch ein Beispiel aus eigener Erfahrung genannt. In einer der Probeflächen (Größe 25 × 40 m) wurden die Bahnen zunächst einfach abgelaufen und *Liparis*-Funde mit kleinen Fähnchen markiert. Ergebnis: Keine der letztjährigen Pflanzen wurde gefunden, aber ein neuer Fundpunkt kam hinzu. Dann wurde in einem zweiten Schritt die Suche mit Hilfe des DGPS-Gerätes wiederholt und siehe da, alle letztjährigen Pflanzen wurden auch wiedergefunden, bzw. im Umkreis von einem Meter der Verortung wurden Pflanzen gefunden. Diese waren aber in diesem Jahr nicht einmal 1cm groß und bestanden nur aus gerade austreibenden Blättern (das neu gefundene Exemplar hatte zu diesem Zeitpunkt bereits eine Fruchtkapsel).

Jones (1998) untersucht seine Flächen an der walisischen Küste erst im September, da erst dann die maximale Anzahl der Individuen sichtbar sei. Der Beginn und Verlauf der Vegetationsperiode in Süd-Wales ist allerdings nur bedingt mit Süddeutschland zu vergleichen. Wheeler et al. (1998) geht näher auf dieses Phänomen ein und gibt für den Osten Englands andere Zeitfenster an. Er findet bei Begehungen Anfang Juni nur wenige Pflanzen. Erst bis Mitte Juli haben sich die meisten Pflanzen entwickelt, wobei 40% der Individuen erst in der Zeit vom ersten bis zum zweiten Begang erschienen sind. Umgekehrt waren 13% der im Juni gezählten Pflanzen Mitte Juli nicht mehr auffindbar. Erst Ende Juli begannen die letzten Pflanzen zu blühen, wenn andere bereits Früchte angesetzt hatten. Fast 40% der Pflanzen waren noch bis September auffindbar.

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Literaturauswertung zu Untersuchungen zur Genetik

Genetische Untersuchungen an *Liparis* wurden in erster Linie an den Beständen der atlantischen Florenregion (Pillon et al. 2007, Vanden Broek et al. 2014) vorgenommen, wobei Pillon et al. auch eine Population aus Nordamerika, Vanden Broek dagegen Vorkommen in Slowenien als Vergleich einbeziehen. Dabei wird durchgängig eine für eine weitgehend selbstbestäubende Art (Pillon et al. 2007) ungewöhnlich hohe genetische Variabilität angetroffen. Diese ist auf die sehr gute Fernverbreitung der staubfeinen Samen mit dem Wind zurückzuführen. Der Anteil der von außerhalb der Populationen stammenden Anflüge wird mit mindestens 15% (Vanden Broek et al. 2014) angegeben, die durchschnittliche Entfernung der Herkunft mit 75 km, wobei in Einzelfällen auch Entfernungen bis 250 km nachgewiesen wurden (Vanden Broek et al. 2014). Selbst Transporte über 1000 km werden von diesem Autor für denkbar gehalten.

Eine genetische Differenzierung zwischen den Dünen- und den Moorvorkommen wurde von Pillon et al. (2007) belegt. Die umfangreicheren Untersuchungen von Vanden Broek et al. (2014) können dagegen keine genetische Differenzierung innerhalb der europäischen Vorkommen - auch nicht nach Habitaten – nachweisen, die eine Unterscheidung in Unterarten rechtfertigt, wohl aber Hinweise, dass eine Entwicklung hin zu Unterarten im Gange ist. Untersucht wurden dabei sowohl Dünen- als auch Moorvorkommen in England, Frankreich, Belgien und Holland als auch reine Moorvorkommen in Slowenien. Pillon et al. (2007) finden die höchste genetische Diversität bei der aus Nordamerika stammenden Probe und schließen daraus, dass die Art wohl dort entstanden ist. Aufgrund der kleinen untersuchten Stichprobengröße der nordamerikanischen Population (n = 5) ist dies aber nicht als gesichert anzusehen, wie die Autoren selbst betonen.

Life-History traits, Populationsdynamik und limitierende Faktoren bei *Liparis*

Die Pflege von *Liparis*-Beständen orientiert sich bei uns in Deutschland in erster Linie an der späten Fruchtreife von *Liparis*, die nach manchen Angaben erst im Winter erfolgt. Nachweislich gibt es aber z.B. im Lkr. Ravensburg *Liparis*-Vorkommen, die seit über 20 Jahren lange vor der Fruchtreife (Mahdtermin ab 1.9.) gemäht werden und die dennoch eine kontinuierliche Population aufweisen.

Grund genug, um einmal den ganzen Lebenszyklus und die Lebensstrategie der Pflanze auf die wesentlichen Faktoren zu untersuchen. Diese Thematik wird wissenschaftlich als die „life-history traits“ einer Art bezeichnet. In der verfügbaren Literatur wird diese Gesamtschau für *Liparis* nur in der englischsprachigen Literatur vorgenommen (z.B. Kooijman 2016, Oostermeijer & Hartman 2014). Die dort beschriebenen Eckpunkte werden im deutschsprachigen Raum nur wenig gewürdigt, bzw. einseitig auf die Verfügbarkeit von Samen reduziert.

Liparis gilt in den englischsprachigen Arbeiten als typische Pionierart, die sehr rasch Populationen aufbauen kann. Kooijman (2016) findet in 1996 neu entstandenen Dünentälchen (Südwest-Texel) die erste Vegetation salztoleranter Arten im Jahr 2004. *Liparis* stellt sich in die noch lückige Vegetation vier Jahre später ein. Von 2010 bis 2015 – also in nur 5 Jahren – erfolgt ein Anstieg von 10 auf 10.424 Individuen. Grootjans (2017) beschreibt die höchsten Individuenzahlen von *Liparis loeselii* in 5-15 Jahre alten Dünentälchen und ein maximales

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Alter der dann wieder individuenarmen Vorkommen von 34 Jahren. Für stark kalkhaltige Sande im Süden Hollands gibt Kooijman (2016) eine längere Lebensdauer für Populationen an, so sind selbst in 50 Jahre alten Dünentälchen auf der Veermansplaat in Südholland noch vitale Populationen von bis zu 45.000 Pflanzen bekannt.

Aufgrund der nur kurzen Lebenszeit der Einzelpflanze, nach Jones (1998) ca. 8 Jahre, nach Oostermeijer & Hartman (2014) nur 5 Jahre, kann eine Population auch sehr rasch wieder verschwinden. Die staubfeinen Samen fliegen leicht auch über weite Distanzen, wie in genetischen Tests (s.o.) belegt worden ist. Ob eine Samenbank angelegt wird, ist nicht bekannt, aber wohl unwahrscheinlich, denn die Samen der meisten terrestrischen Orchideen überdauern nur 1-5 Jahre (Vanden Broeck et al. 2014). Vegetative Vermehrung ist bei *Liparis* unter guten Bedingungen die Regel, das heißt es werden Tochterbulbillen gebildet, die zu einer büscheligen Häufung von Pflanzen führen (Buwal 1999). Dies wird bei Erfassungen der Pflanze im Rahmen von Managementplänen in Baden-Württemberg als eines der Merkmale für eine gute Ausbildung der Lebensstätte gefordert (LUBW 2014).

Hinweise auf die Keimungsbedingungen gibt es kaum, Oostermeijer & Hartman (2014) findet unerwartet eine negative Korrelation offener Bodenstellen mit der Anzahl der Jungpflanzen. Dies erscheint zunächst für eine Pionierpflanze widersprüchlich, kann aber auch so gedeutet werden, dass Halbschatten für die Jugendphase von Vorteil ist, weil dadurch ein Austrocknen der obersten Bodenschichten reduziert wird.

Der Entwicklungsgang der Pflanze wird in drei Phasen eingeteilt: das Einblatt-Stadium (Jungpflanze), das Zweiblatt-Stadium und die adulte blühende Pflanze. Dabei wird eine sehr hohe Sterblichkeit bei Jungpflanzen (u.a. Wheeler 1998) beobachtet.

Die oft bei Orchideen betonte Abhängigkeit von einer obligaten Mykorrhiza der Jungpflanze scheint für die meisten Orchideen kein limitierender Faktor zu sein, da die entsprechenden Pilze als weit verbreitet bezeichnet werden (McCormick & Jacquemyn 2014 [zitiert in Oostermeijer & Hartman 2014]).

Die Faktoren, die zum Aussterben von Populationen führen, wurden besonders genau bei den Vorkommen in Dünentälchen untersucht (Kooijman 2014, Oostermeijer & Hartman 2014, Grootjans 2016). Dort werden frühe, noch offene Vegetationsphasen schnell vom Sumpf-Glanzkraut besiedelt. Es folgt ein rascher Populationsanstieg und nach rund 20 Jahren bricht die Population zusammen. Der Grund ist einerseits die zu dicht gewordene Vegetation, andererseits die fortschreitende Entkalkung des Bodens. Das pH-Fenster für *Liparis* wird von Kooijman (2016) mit 5,8–7,5 bei einem bevorzugten Bereich bei rund 6,5 angegeben. In Dünentälchen wird nach diesem Autor ein lineares Sinken des pH-Wertes von ca. pH 8 auf etwas über pH 5 nach ca. 40 Jahren beobachtet. Aufstoßendes basenreiches Wasser führt dazu, dass Populationen deutlich länger ausdauern können (Oostermeijer & Hartman 2014).

Versuche mit groß angelegtem oberflächlichem Abschieben des oberen Torfhorizontes sind z.B. in Norddeutschland im Rahmen des LIFE-Natur Projekts „Kalkmoore Brandenburgs“ durchgeführt worden (Rössling et al 2012). Dabei kam es zur spontanen Ansiedlung von *Liparis*, allerdings liegen keine quantitativen Ergebnisse vor (F. Hacker vom ILN Greifswald, mdl. Mitteilung).

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Verfügbarkeit von Samen i.d.R. keinen Engpass darstellt. Über Keimungsrate und Keimungsbedingungen unter Feldbedingungen ist wenig bekannt, es wird aber davon ausgegangen, dass der erforderliche Mykorrhizapilz weit verbreitet und somit ebenso kein limitierender Faktor ist. Kritisch ist vor allem die Etablierung der Jungpflanzen, deren hohe Sterblichkeit in vielen Arbeiten belegt ist. WHEELER (1998) gibt an, dass von 215 Jungpflanzen 176 verschwunden sind bevor sie zur Blüte kamen, was einer Rate von 82% entspricht.

Als Pionierpflanze ist die Art für den dauerhaften Erhalt auf die Verfügbarkeit von neuen Siedlungsflächen angewiesen.

Diskussion

Zwar scheinen die Habitatansprüche von *Liparis* hinreichend abgeklärt, aber schon wenige, teils konkurrierende Faktoren erzeugen eine sehr komplexe und oft scheinbar widersprüchliche Gesamtlage. Die folgende Diskussion soll dazu beitragen, die einzelnen Faktoren in einen Zusammenhang zu stellen und zu gewichten, um daraus Pflegeempfehlungen abzuleiten.

Die in Deutschland übliche Pflege von *Liparis*-Vorkommen ist in erster Linie auf die späte Fruchtreife abgestimmt. Daraus werden Mahdtermine nicht vor Ende Oktober abgeleitet. In der Literatur gibt es Hinweise, dass eine Umstellung auf späte Herbstmahd mit einem Anstieg der *Liparis*-Population einherging (KORSCHEFSKY & MEYSEL (2011)). Umgekehrt gibt es auch genügend Beispiele von Flächen, die trotz einer früheren Mahd Anfang September über einen Zeitraum von Jahrzehnten eine stabile oder sich gar erhöhende Population von *Liparis* aufweisen. OOSTERMEIJER & HARTMAN (2014) geben als Management von 6 der 14 von ihnen untersuchten Populationen an der holländischen Küste eine jährliche Mahd im August an. Dies zeigt klar, dass erfolgreiches *Liparis*-Management nicht obligat an einen späten Mahdtermin gebunden sein muss.

Fakt ist, dass sich mit einer späten Herbstmahd kein nennenswerter Nährstoffentzug mehr erreichen lässt. Die jährliche Zufuhr von 20-30 kg Jahresstickstoffdeposition/ha sowie hohe Ammoniakkonzentrationen in der Luft des Süddeutschen Raums (StickstoffBW 2016) kann aber für eine Pflanze wie das Sumpf-Glanzkraut, die stickstoffärmste bis stickstoffarme Standorte anzeigt (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010), auf Dauer die Habitatqualität beeinträchtigen. Ganz ohne Pflegemahd halten sich in Südschweden an nährstoffarmen Verlandungsbereichen von Seen auch große Populationen (mehrere 10.000 Individuen). Dort ist der Stickstoffeintrag über die Luft mit 5 kg N/ha/Jahr signifikant niedriger (S. SUNDERMANN; ArtDatabanken [Swedish Species Information Centre], E-Mail-Mitteilung, Angabe bezogen auf den Raum der *Liparis*-Vorkommen, andernorts bis 20 kg N/ha/Jahr) und die Umgebung nicht von intensiver Landwirtschaft geprägt, wie in einigen Mooren Süddeutschlands. Tatsächlich gibt es auch an einem oberschwäbischen See eine *Liparis*-Population, die ohne jährliche Pflege auskommt. Dort sind es nährstoffarme aber basenreiche Quellaufstöße im erweiterten Uferbereich, die eine für unseren Raum große Population (ca. 1000 Exemplare) tragen.

P. COLLINDER (EKOLOGI GRUPPEN, Stockholm; e-mail-Nachricht) vermutet bei Untersuchungen in Südschweden, dass sich die Störungen durch Begehung beim Monitoring positiv auf die Bestände auswirken. Störungen als Möglichkeit, *Liparis* zu fördern werden in der Literatur immer wieder genannt und sind auch dem Autor aus eigener Anschauung bekannt. So

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

taucht *Liparis* gerne entlang von Wildwechseln in sich selbst überlassenen Moorbereichen auf. Es stellt sich aber auch entlang von Fahrspuren ein, solange diese nicht zu tief sind. F. Hacker (ILN Greiswald, mdl. Mitteilung) konnte das Sumpf-Glanzkraut auch an „verheilten", ca. zwei Jahre alten Wildschweinsuhlen beobachten. In diesen Fällen zeigt sich der in den Dünentälchen so auffällige Pioniercharakter der Art auch in den Mooren. Wie bereits ausgeführt, ist *Liparis* in Dünentälchen in der Lage, sehr frühe lückige Vegetationsstadien zu besiedeln und zeigt dort nach einigen Jahren Populationsdichten von über hundert Individuen auf 25 × 25 cm (!) und Gesamtzahlen von weit über 10.000 Individuen auf engem Raum. Verhältnisse, die bei im Raum Ravensburg und dem Bodenseekreis nirgends zu beobachten sind. Das Management der Dünentälchen zielt also darauf ab, dass in erster Linie ständig neue besiedlungsfähige Initialstadien vorhanden sind. Erhaltende Maßnahmen (z.B. Mahd) müssen nur sicherstellen, dass die bestehenden Populationen solange überleben, bis die neuen Flächen besiedelbar geworden sind. Die westfriesische Insel Texel weist an ihrem Westrand seit Jahrhunderten ein kontinuierliches Größenwachstum auf, das ständig zur Neubildung von für die Art geeigneten Dünentälchen führt. Dadurch weist die Insel in Europa vermutlich die höchsten *Liparis*-Konzentrationen auf engem Raum auf.

Die erstaunliche Fähigkeit zur spontanen Neubesiedlung von offenen, nährstoffarmen und mindestens feuchten Pionierstadien zeigt sich auch im kontinentalen Bereich, beispielsweise über sandigem Substrat in Tagebaubrachen in Polen (Czylok & Szymczyk 2009), wo Dichten von bis zu 1.000 Pflanzen auf 500 m^2 beobachtet wurden.

Es gibt solche Beispiele auch aus dem süddeutschen Raum. Schott (2017) findet *Liparis* in einer locker mit Schilf (*Phragmites australis*) bestandenen sandigen Mulde in Unterfranken, wo die Art bisher nicht bekannt war. Interessant ist, dass am Fundort erst 2001 der Oberboden abgeschoben wurde und sich *Liparis* vermutlich durch Fernverbreitung selbst angesiedelt hat. Allerdings hält Schott (2017) Fernverbreitung für eine seltene Ausnahme. Die Erfahrungen aus dem atlantischen Raum und die genetischen Untersuchungen zeigen aber, dass sie durchaus eine wichtige Rolle spielt.

Limitierend für *Liparis* in den Dünenvorkommen wirken organische Auflagen, Gehölzaufkommen sowie Versauerung des Oberbodens. Allerdings kann *Liparis* in späteren nassen Sukzessionsstadien (>90 Jahre) wieder auftauchen, nämlich in aufgelichteten älteren Schilfbeständen in Dünentälchen, wenn hoher Wasserstand den pH-Wert über 6 hält und gleichzeitig der Nährstoffgehalt niedrig ist (Sharudin 2014, zitiert in Grootjans 2017).

Was bedeutet diese Zusammenstellung der Fakten zur Besiedlung und den Habitatansprüchen nun für das Management der Liparis-Vorkommen in den Mooren Süddeutschlands? Auffällig ist, dass die einzigen ASP-Populationen im LK Ravensburg und im Bodenseekreis, die einen Zuwachs aufwiesen auf Flächen siedeln, die in den letzten Jahrzehnten nässer geworden sind oder die von vornherein, auf besonders nassen und zugleich nährstoffarmen Standorten mit niedriger, teils lückiger Vegetation stehen. Beispiele dafür sind an basenreichen Quellaufstößen in Übergangsmooren oder im Uferbereich von Seen mit deutlich höherem Kalkgehalt zu finden.

Der auffällige Rückgang der Art im Zeitraum zwischen 1970 und 2005 lässt sich teils auf vollständigen Biotopverlust (Aufforstung, Intensivierung) zurückführen. Dies erklärt aber nicht den vielfach beobachteten Verlauf von bis zu den 70er Jahren hin großen Populationen

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

zu kleinen, meist aus wenigen Individuen bestehenden Populationen in den Jahren 2006-2008, die aber seither auf niedrigem Niveau stabil sind. Aufgrund der durchschnittlichen Lebenserwartung von ca. 5-8 Jahren für ein einzelnes Individuum muss es in der Zeit zwischen 2007 und 2017 zu Verjüngung gekommen sein. Als Erklärung kann dafür das Pflegemanagement wichtig sein. So waren viele der aktuell mit Herbstmahd gepflegten Flächen im letzten Jahrhundert zeitweise brach gefallen. Die Nutzungshistorie der Flächen ist aber nur mit Mühe zu rekonstruieren.

Eine weitere durchaus plausible Hypothese gründet auf den Verlauf des pH-Wertes im Oberboden. *Liparis* wurzelt nur wenige cm tief und lebt teils sogar quasi epiphytisch auf Moospolstern (Wheeler et al. 1998). Eine zunehmende Versauerung der obersten Bodenschichten ist auch in Mooren ein natürlicher Prozess, der in den 70er und 80er Jahren durch den „sauren Regen“ stark beschleunigt wurde. P. Poschlod (Universität Regensburg, mdl. Mitteilung) hält es für durchaus plausibel, dass sich in dieser Zeit insbesondere neutrale bis leicht saure (Flach)- und Übergangsmoore nachhaltig verändert haben. Dazu muss man sich in Erinnerung rufen, dass der pH-Wert eine logarithmische Skala ist, bei der im neutralen Bereich sehr geringe Stoffeinträge eine hohe Änderung des Wertes bewirken. Neutrale oder gar bereits leicht saure Moore mit ihrem geringen Anteil an basischen Ionen rutschen dann schnell in einen für *Liparis* nicht mehr tolerierbaren Bereich ab, zumal es reicht, wenn sich die obersten Zentimeter des Bodens ändern. Können Torfmoose erst einmal Fuß fassen, beginnt ein sich selbsttragender Prozess der zunehmenden Versauerung, der *Liparis* zum Verschwinden bringt. Dies könnte durchaus auch in Streuwiesen stattfinden, wenn nicht durch hohe Wasserstände eine Nachlieferung von basenreichem Grund- oder Oberflächenwasser stattfindet. Leider führen die Überschwemmungen in der heutigen Situation mit der angrenzenden intensiven Landwirtschaft und den Mooren in Muldenlage im Wesentlichen zu einem unerwünschten Eintrag von Stickstoff. Nicht umsonst liegen viele der noch größeren *Liparis*-Populationen in Oberschwaben auf Waldlichtungen oder sonstigen Orten, bei denen ein Stickstoffeintrag durch Oberflächenwasser kaum stattfindet.

Unterstützung bekommt diese These aus Beobachtungen in Südschweden. Dort werden nur relativ „junge“ Moore besiedelt. Diese befinden sich an der Südostküste, die sich noch immer hebt und der somit landeinwärts immer ältere Moore folgen. Limitierend ist über den Urgesteinen Südschwedens der Kalkeintrag aus dem baltischen Meer, der einerseits über die Gletscher der Eiszeit, anderseits eben durch die Hebung ehemals überfluteter der Bereiche geschieht. Im Landesinneren beschränkt sich *Liparis* auf Bereiche mit kalkhaltigen Moränenauflagen (S. Sundermann; ArtDatabanken [Swedish Species Information Centre], E-Mail-Mitteilung).

Diese Prozesse sind natürlich von einer ganz anderen Zeitdimension geprägt als die wenigen Jahrzehnte, um die es bei uns geht. Trotzdem benötigt es im neutralen pH-Bereich nur noch kleine Anstöße, um ein für *Liparis* zu saures Milieu zu schaffen, und das kann durchaus in kurzen Zeiträumen geschehen. So wird bei den Dünentälchen ein Sinken des pH-Wertes von fast acht auf etwas über fünf im Verlauf von 40 Jahren beobachtet (s. o).

Bisher haben wir langfristige Trends der Populationsentwicklung betrachtet. Kompliziert wird das Bild zusätzlich durch auffällig starke Schwankungen der Populationsdichte von Jahr zu Jahr und immer wieder zu beobachtende Populationszusammenbrüche, deren Ursachen einzelfallbezogen sind und nicht immer geklärt werden können. Leider ist der zeitliche Abstand

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

der Bestandskontrollen über alle ASP-Populationen (3-5 Jahre) zu lang, um entscheiden zu können, ob auffällige Bestandsabnahmen wirklich plötzlich eintreten oder sich doch eher im Zeitraum mehrerer Jahre kontinuierlich einstellen. Bei einzelnen Populationen, bei denen zeitweise über hundert Individuen beobachtet wurden und bei den folgenden Begängen nur noch Einzelexemplare auffindbar waren, liegt ein singuläres Ereignis für den Zusammenbruch nahe.

Auch bei kontinuierlich (i.d.R. jährlich, teils auch mehrmals im Jahr) beobachteten Populationen, z.B. in England (Wheeler et al. 1998), treten solche Einbrüche auf. Wheeler machte in seinem Beispiel eine auffällige Trockenheit zur Austriebzeit von *Liparis* (später Frühling bis früher Sommer) verantwortlich. Andere Autoren machen längere Überflutungszeiten oder winterliche Kahlfröste als Ursachen aus. Eine von S. Bauer (schriftliche Mitteilung) zusammengestellte Zahlenreihe von einem Moor bei Kißlegg weist einen Rückgang nach Überstauung auf. Kiechle (2017, unveröffentlichtes Gutachten für das RP Freiburg) untersucht Bestände am Bodanrück und findet dort ebenfalls in einem Bestand einen starken Rückgang von einem Jahr auf das andere (2007: 731; 2008: 16 Exemplare) und zwar unabhängig von den dort untersuchten Bewirtschaftungsvarianten (Mulch-, Mahd- und Vergleichsfläche). Danach gibt es einen mäßigen Anstieg gefolgt von schwankenden Zahlen (2009: 22; 2010: 71; 2011: 32; 2012: 44; 2013: 9; 2014: 20; 2015 & 16: 0), bis 2015 in der Versuchsfläche der Bestand völlig zusammengebrochen ist. Als Grund wird in dieser unveröffentlichten Studie ein Absinken des pH-Wertes in Erwägung gezogen. Dafür spricht, dass sich bei einer Messung 2016 ein pH-Gradient von einem zentralen Graben bis zum Waldrand von 7,6 bis 6,0 ergeben hat. Es wird vermutet, dass sich ab 2007 die Versuchsfläche stärker unter den Einfluss von Niederschlagswasser als von mineralien- und kalkreichem Grund- bzw. Oberflächenwasser geraten ist. Jedenfalls hat sich 2016 *Liparis* auf die relativ alkalischen Bereiche in der Nähe des Grabens außerhalb der Versuchsfläche zurückgezogen (dort 2015: 5 und 2016: 19 Exemplare).

Über die Möglichkeit, dass *Liparis* in schlechten Jahren nicht austreibt, herrscht in der Literatur Unklarheit. Vor allem neuere englischsprachige Arbeiten sehen diese Möglichkeit nur als seltene Ausnahme, berufen sich dabei aber in erster Linie auf die Arbeit von Jones (1998). In Deutschland wird unter Orchideen-Kennern die Meinung vertreten, dass *Liparis,* wie viele andere Orchideen „über Jahre ganz ausfallen kann“ (Quinger et al. 2010), d.h. ein schlechtes Jahr in einer Art Schlummerzustand verbringt und gar nicht erst austreibt. Ein methodisch sauberer Nachweis ist uns weder für die eine noch die andere These bekannt. Die starken Schwankungen wären ohne ein Ruhen der Pflanzen nur durch wirkliches Absterben und Neubesiedlung zu erklären, was aber einer Pionierart nicht allzu schwerfallen sollte. Eventuell tritt dieser Schlummerzustand in den Mooren und Streuwiesen viel häufiger auf als in den Dünentälchen.

Auch das umgekehrte Phänomen lässt sich beobachten. Wheeler findet eine drastische Zunahme nach einem winterlichen Brand. Korschefsky & Meysel (2011) finden einen Anstieg nach der Umstellung auf späte Herbstmahd. Wieder einmal zwei scheinbar widersprüchliche Beobachtungen. Nach eigenen Beobachtungen ist eine späte Mahd sicher nicht schädlich, solange die Habitatstruktur (offene Bodenstellen, niedrige lückige Vegetation oder lockerer Schilfüberstand) stimmt. Sobald dies aber nicht mehr erfüllt ist, kommt man mit später Herbstmahd nicht mehr weiter. Nicht zu unterschätzen ist auch der Einfluss von Mollusken,

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

die recht gerne *Liparis* annagen. Schon WHEELER (1998) sieht einen Zusammenhang zwischen hohen Wasserständen und Schneckenfraß, insofern als hohe Wasserstände die Schnecken im Zaum halten. Es ist hier die Frage, wer Überflutungen länger aushält, die Pflanze oder die Schnecke.

Mehrere Autoren und eigene Beobachtungen stellen die Einschätzung der Lichtbedürftigkeit von *Liparis* in Frage. Gerade unter mäßig starkem Schilfüberstand mit deutlich reduziertem Lichtgenuss aber lückiger Vegetationsstruktur in den unteren Schichten werden immer wieder besonders üppige, teils mit mehr als 10 Fruchtkapseln bestückte Exemplare gefunden (KIECHLE 2016 und eigene Beobachtungen). WHEELER (1998) findet *Liparis* in teils verbrachten Streuwiesen unter den Wedeln des Sumpffarnes (*Thelypteris palustris*), was der Erstautor ebenfalls mehrfach beobachtet hat. In vielen der kleinen ASP-Populationen versteckt sich *Liparis loeselii* unter einer recht dichten Schicht von Großseggen (*Carex acuta* und/oder *C. elata*). Anscheinend ist *Liparis,* was seinen Lichtbedarf angeht, doch viel flexibler, als es die die Einstufung als Lichtpflanze vermuten lässt.

Hier stellt sich sofort die Frage, inwieweit die natürlichen Vorkommen das autökologische Optimum der Art abdecken oder *Liparis* aus Konkurrenzgründen auf für sie suboptimale Standorte ausweichen muss. Dies ist sowohl bei Überflutungsdauer, Austrockungshäufigkeit des Oberbodens, aber auch beim Grad und der Art der zuträglichen Störungen des Standortes (Befahren, Wildschäden, Tritt oder künstliche Störungen) jeweils auszuloten, und auch die Wechselwirkung der Faktoren gilt es zu berücksichtigen. Im Falle des pH-Wertes erscheint es so, dass *Liparis* in Oberschwaben auf leicht saure Standorte ausweicht, weil diese noch eher eine Stickstoffarmut und eine offene Vegetation aufweisen.

Aus der Fülle dieser Informationen lässt sich zwar keine einfache Formel für ein *Liparis*-Management herausdestillieren, sie liefert aber doch Hinweise, auf was im Einzelfall zu achten ist. Im folgenden Kapitel sollen von einem strategischen Blickwinkel aus Möglichkeiten zum Erhalt und der Förderung der Art insgesamt erörtert werden.

Grundsätzliche Gedanken zur Strategie für den Erhalt von *Liparis*-Populationen

Die Gesamtschau aller Habitate mit *Liparis*-Vorkommen zeigt, dass *Liparis* neben den dichten Populationen in offenen Initialstadien auch Nischen in gereifteren Pflanzengesellschaften besetzt, dort aber nur geringe Populationsdichten aufbauen kann. Eventuell sind diese oft über mehrere Jahre nicht nachweisbaren Vorkommen auch ein Ausdruck einer nur vorübergehenden Besiedlung.

Rein strategisch gedacht müsste ein aus den beschriebenen life-history-traits abgeleitetes *Liparis*-Management auch in den Mooren neue Pionierstadien schaffen und/oder die frühen offenen Stadien erhalten bzw. ihre Lebensdauer ausweiten. Grundsätzlich gilt für alle Standorttypen, dass Trockenphasen während des Austriebs im Frühsommer minimiert werden müssen. Eventuell vorhandene Entwässerungsgräben, soweit sie für die Pflege unumgänglich sind, müssen demnach möglichst regelbar gestaltet werden. Neben der Trockenheit spielt ein hoher Grundwasserstand auch für die Basenversorgung des Oberbodens eine zentrale Rolle. Umgekehrt sind lange Überflutungszeiten ebenfalls zu vermeiden. Solange die Bedingungen grundsätzlich stimmen, würde *Liparis* sich nach einem Zusammenbruch der Population, sei

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

es durch Überstauung, Trockenheit oder Spätfröste, auch wieder ansiedeln, und Populationsschwankungen spiegeln dabei die Schwankungen der natürlichen Rahmenbedingungen wider.

Im traditionellen *Liparis*-Management stehen die erhaltenden Maßnahmen und dabei vor allem die in gereifteren, dichten Pflanzengesellschaften im Vordergrund. Um einen dauerhaften Erhalt dieser Standorte zu erreichen, muss zumindest eine minimale Verfügbarkeit von geeigneten Stellen zur Keimung und Jugendphase gewährleistet sein. Dazu muss der Aufwuchs licht sein, was heißt, dass der Stickstoffeintrag eine große Rolle spielt. Da der Eintrag aus der Luft in absehbarer Zeit nicht zurückzufahren ist, muss dieser durch die Nutzung wieder entzogen werden. Ohne eine zusätzliche Frühmahd ist dies nicht zu erreichen. Ob die Frühmahd wirklich zum Erfolg führt und welche Nebenwirkungen dabei auftreten, kann aber erst durch eine längere Laufzeit der Versuche aufgezeigt werden. Neben dem Stickstoff ist dabei auch der Phosphor relevant, der bei einer Mahd ebenfalls entzogen wird, aber nicht durch die Luft nachgeliefert wird.

Verlandungsmoore an Seen können in Bereichen mit wenig atmosphärischem Stickstoffeintrag wie in Schweden (s. o) ihren lückigen offenen Charakter über längere Zeiträume ohne Pflege erhalten und dauerhaft große Populationen tragen, wobei dort der für die Vegetation limitierende Faktor wiederum der Phosphor ist (S. Sundermann; ArtDatabanken [Swedish Species Information Centre], E-Mail-Mitteillung). In Mitteleuropa mit deutlich höheren Einträgen ist auch in diesem Biotoptyp ein Nährstoffentzug durch Mahd erforderlich. Dies gilt auch bei von Schilf überstandenen Flachmooren. Dabei können selbst stark verschilfte Bestände durch Pflege wieder für *Liparis* tauglich werden und dann wieder größere Populationen aufbauen, wie Eichberger & Arming (2008) für das Adneter Moos in Österreich belegen.

Hangquellmooren vom Typ eines Primulo-Schoenetums weisen nach eigenen Stichproben in Oberschwaben einen erhöhten Stickstoffgehalt im Quellwasser auf (gemessene Werte 3,9 bzw. 3,3 mg/l bezogen auf NO_3, als unbelastet können Werte < 0,5 mg/l gelten), der noch zum atmosphärischen Eintrag hinzukommt. Insofern ist gerade dort ein Nährstoffentzug wichtig, was heißt, dass zumindest die für *Liparis* (oder andere konkurrenzschwache Arten, im oberschwäbischen Gebiet z.B. die letzten Vorkommen von *Pinguicula alpina*) relevanten Flächen mindestens jährlich gemäht werden müssen.

Eine völlig andere, aber sich aus den Betrachtung der ausgeführten Eckpunkte der Lebensstrategie logisch aufdrängenden Strategie besteht in der Bereitstellung von geeigneten Pionierstandorten. Dazu müssten geeignete Moor- oder sonstige Feuchtflächen massiv gestört oder oberflächlich abgeschoben werden, und ggf. auch mit Basen versorgt werden. Die Verfügbarkeit der staubfeinen Samen und die notwendige Mykorrhiza spielen dabei nicht die Hauptrolle, da die in immenser Anzahl produzierten Samen auch weite Strecken problemlos zurücklegen können und die nötigen Mykorrhizapilze an den für die Art geeigneten Standorten als weit verbreitet angesehen werden.

Ein solches Vorgehen stellt das traditionell eher konservative Vorgehen des Naturschutzes in Frage und wirft grundsätzliche Fragen auf, die an dieser Stelle nur kurz erörtert werden sollen. Festzuhalten ist erstens, dass sich diese Frage nicht nur für *Liparis* stellt, sondern für viele Arten, die aus verschiedenen Gründen auf eine Dynamik ihrer Lebensräume oder relativ initiale Stadien der Sukzession angewiesen sind, die der Mensch sehr erfolgreich unter-

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

bunden oder nivelliert hat. Die Frage, ob der Mensch künstlich wieder eine Dynamik schaffen soll und dafür ggf. auch in bestehende geschützte Bestände eingreifen soll, wird in Naturschutzkreisen sehr kontrovers diskutiert. Dabei zeigt sich neben der Sorge vor negativen Auswirkungen auf andere Arten bisweilen sogar eine Angst vor dem Erfolg solcher Maßnahmen. Es könne ja das Gefühl entstehen, dass alles wiederherstellbar ist und Verluste einfach wieder ausgeglichen werden können. Der hart erkämpfte Schutz von Gebieten und/oder Biotoptypen würde dadurch bröckeln.

Übersehen wird dabei, dass eine nur konservative Strategie einerseits die natürlichen Prozesse, wie das Reifen von Pflanzengesellschaften oder übergeordnet das Altern von Mooren ausblendet, andererseits aber auch anthropogene Einflüsse wie zum Beispiel den Stickstoffeintrag durch die Luft nicht verhindern kann.

Eine offene Diskussion über die Möglichkeiten und Grenzen eines Naturschutzes „ohne Samthandschuhe“ sowie Pilotprojekte mit Mut und Augenmaß wären nötig, um objektive Erfahrungen zu sammeln und emotionale Bedenken aufzufangen.

Die dazu benötigten Flächen könnten im Fall von *Liparis loeselii* relativ klein ausgelegt sein, wie ja auch Vorkommen in Dünentälchen oft wenig Fläche einnehmen. Versuche, initiale Moorstadien mit hoher Liparis-Dichte neu zu schaffen, sollten dabei nicht als Konkurrenz zum Management vorhandener Bestände mit geringer Populationsdichte gesehen werden, sondern als Möglichkeit, die Palette der Moorstandorte und ihrer Dynamik wieder zu erweitern.

Dank

Herrn Jochen Dumas (LUBW Karlsruhe) danken wir für die hilfreichen Anmerkungen zum Manuskript. Herrn Karl-Peter Buttler möchten wir für die kritische Durchsicht und die konstruktiven Hinweise für Verbesserungen danken. Andreas Fleischmann hat die englischsprachige Zusammenfassung übernommen und wir möchten ihm darüber hinaus für konstruktiven Umgang mit dem gesamten Ablauf der Veröffentlichung danken. Danken möchten wir auch allen Kollegen im In- und Ausland, die uns mit wertvollen Hinweisen und eigenen unveröffentlichten Beobachtungen weitergeholfen haben, und von denen wir hier stellvertretend Sebastian Sundberg (Uppsala Schweden) und Guy Colling (Luxemburg) nennen möchten. Dank auch an die Stiftung Naturschutzfonds, die das Projekt „Optimierung der Pflege artenschutzfachlich hochwertiger Streuwiesen“ finanziell unterstützt.

Literatur

BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) 1999: Merkblätter Artenschutz: *Liparis loeselii.* – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz.

Czylok, A. & Szymczyk, A. 2009: Sand quarries as biotopes of rare and critically endangered plant species. – In: Mirek, Z. & Nikel, A. (Hrsg.), Rare, relict and endangered plants and fungi in Poland. – W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow: 187-192.

Eichberger, C. & Arming, C. 2008: Successful biotope management in the lowland moor Adneter Moos. – Sauteria **16**: 193-195.

Ellenberg, H. & Leuschner, C. 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 6. Aufl. – UTB, Stuttgart, 1357 S.

Grootjans, A. 2017: Window of opportunity of *Liparis loeselii* populations during vegetation succession on the Wadden islands. – Journal of Coastal Conservation **21**: 631-641.

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

Jones, P.S. 1998: Aspects of the population biology of *Liparis loeselii* (L.) Rich. var. *ovata* Ridd. ex Godfery (Orchidaceae) in the dune slacks of South Wales, UK. – Botanical Journal of the Linnean Society **126**: 123-139.

Kooijman, A.M. 2016: Past and future of the EU-habitat directive species *Liparis loeselii* in relation to landscape and habitat dynamics in SW-Texel, the Netherlands. – Science of the Total Environment **568**: 107-117.

Korschefsky, A. & Meysel, F. 2011 Die Orchideenarten des Anhanges II der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt Teil 1: Das Sumpfglanzkraut [*Liparis loeselii* (L.) Rich.]. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt **48(1)**: 20-31.

Künkele., S & Baumann, H. 1998: Orchidaceae. – In: Sebald, O., seybold, S., Philippi, G. & Wörz, A. (Hrsg.), Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs **8**: 423-426. – Ulmer, Stuttgart.

LUBW (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg) 2014: Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg. Version 1.3. – LUBW, Karlsruhe, 476 S.

Oostermeijer, J.G.B., Van´t Veer, R. & Den Nijs, J.C.M. 1994: Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. – Journal of Applied Ecology **31**: 428-438.

Oostermeijer, J.G.B. & Hartman, Y. 2014: Inferring population and metapopulation dynamics of *Liparis loeselii* from single-census and inventory data. – Acta Oecologica **60**: 30-39.

Pawlikowski, P. 2008: Distribution and population size of the threatened fen orchid *Liparis loeselii* (L.) Rich. in the Lithuanian lake district (NE Poland). – Steciana **12**: 53-59.

Perrazza, G., Decarli, M., Filippin, P., Adriano, B. & Regattin, L. 2012: *Liparis loeselii* subsp. *nemoralis* (Orchidaceae), un'orchidea nuova dall'Italia settentrionale. – Journal Europäischer Orchideen **44**: 483-508.

Pillon, Y., Qamaruz-Zaman, F., Fay, M.F., Hendoux, F. & Piquot, Y. 2007: Genetic diversity and ecological differentiation in the endangered fen orchid (*Liparis loeselii*). – Conservation Genetics **8**: 177 (e-Publikation).

Quinger, B., Zehm, A., Niederbichler, C., Wagner, I. & Wagner, A. 2010: Merkblatt Artenschutz 36, Sumpf-Glanzkraut, *Liparis loeselii*. – Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg. 4 S.

Rössling, H., Rufer, J. & Zauft, M. 2012: Moorschutz mit europäischer Hilfe - Das LIFE-Projekt „Kalkmoore Brandenburgs". – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **21**: 36-44.

Schott, H. 2017: *Liparis loeselii* (L.) Rich. – neu für Unterfranken. – In: Fleischmann, A., Floristische Kurzmitteilungen. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **87**: 224-226.

StickstoffBW 2016: Beurteilung der Stickstoffdeposition in Baden-Württemberg - Kurzmitteilung 1/2016 für eine zwischen Bund und Ländern abgestimmte Stickstoffstrategie. – Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, Karlsruhe. 8S.

Vanden Broeck, A., Van Landuyt, W., Cox, K., De Bruyn, L., Gyselings, R., Oostermeijer, G., et al. 2014: High levels of effective long-distance dispersal may blur ecotypic divergence in a rare terrestrial orchid. – BMC Ecology **14**: 20 (e-Publikation, 14 S.)

Wheeler, B.D., Lambley, P.W. & Geeson, J. 1998: *Liparis loeselii* (L.) Rich in eastern England: constraints on distribution and population development. – Botanical Journal of the Linnean Society **126**: 141-158.

Zehm, A., Niederbichler, C., Wagner, I., Wagner, A., Scheinder, C., Bissinger, M. & Hansbauer, M. 2010: Leitfaden für eine punktgenaue Arterfassung mit Rasterauswertung. – Unveröffentlichtes Methodenskript des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, Augsburg.

© Bayerische Botanische Gesellschaft e.V. 2018

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Flora

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: 88

Autor(en)/Author(s): Buchholz Alfred, Röhl Markus, Müller-Lindenlauf Maria

Artikel/Article: Liparis loeselii, Zusammenstellung von life-history-traits, genetischer Struktur der Populationen, Populationsdynamik und vergleichende Betrachtung von Management-Strategien 91-109