

Zehn Jahre Monitoring der FFH-Pflanzenarten der Anhänge II und IV in Sachsen-Anhalt – eine Zwischenbilanz

Anselm Krumbiegel, Philipp Brade, Jan Eckstein, Berit Glowka, Christoph Hein, Frank Meysel und Frank Müller

Zusammenfassung

KRUMBIEGEL, A.; BRADE, P.; ECKSTEIN, J.; GLOWKA, B.; HEIN, C.; MEYSEL, F. & MÜLLER, F. (2022): Zehn Jahre Monitoring der FFH-Pflanzenarten der Anhänge II und IV in Sachsen-Anhalt – eine Zwischenbilanz. – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) 27: 3–65. In den Jahren 2010/2011 erfolgte die Überprüfung der aktuellen sowie der aus der Literatur bekannten und zumindest noch als potenziell vorhanden eingestuften Fundorte der Pflanzenarten der Anhänge II und IV in Sachsen-Anhalt. Dabei konnten folgende Arten bestätigt werden: *Angelica palustris*, *Apium repens*, *Cypripedium calceolus*, *Jurinea cyanooides*, *Liparis loeselii* und *Orthotrichum rogeri*. Da trotz Nichtbestätigung ab ca. 2000 die Standortbedingungen an den alten Fundstellen von *Coleanthus subtilis* und *Lindernia procumbens* deren Ansprüchen entsprachen, wurden auch diese beiden Arten in das regelmäßige Monitoring aufgenommen, ebenso wie *Luronium natans*, der letztmalig 2005 gefunden wurde. Aufgrund von Neufunden bzw. Verifizierungen kamen nach 2012 außerdem *Buxbaumia viridis*, *Hamatocaulis vernicosus* und *Mannia triandra* hinzu.

Insgesamt zeigt sich allein hinsichtlich der besetzten Fundorte ein überwiegend negativer Trend der Bestandsentwicklung: *Luronium natans* und *Coleanthus subtilis* konnten überhaupt nicht nachgewiesen werden und wurden in der aktuellen Roten Liste Sachsen-Anhalts als ‚ausgestorben bzw. verschollen‘ erfasst. *Lindernia procumbens* konnte nur in einem der elf Untersuchungsjahre bestätigt werden. Die ursprünglich drei Fundorte von *Angelica palustris* und der eine Fundort von *Apium repens* sind seit 2021 bzw. 2022 nicht mehr besetzt. Von den ehemals fünf Vorkommen von *Liparis loeselii* sind 2022 nur noch drei vorhanden. *Cypripedium calceolus* konnte 2022 nur noch an neun der zehn 2012 eingerichteten Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Abgesehen von den insgesamt wenigen Vorkommen befinden sich diese bei nahezu allen vorab genannten Arten in einem ‚mittleren bis schlechten‘ (C) Erhaltungszustand. Aktuell konnten lediglich zwei Vorkommen von *Cypripedium calceolus* mit ‚gut‘ (B) bewertet werden. *Jurinea cyanooides* ist die einzige Gefäßpflanzenart, von der es aktuell (2019) teilweise sehr große Bestände in einem überwiegend ‚guten‘ (B), teils sogar ‚hervorragenden‘ (3 × A) und nur ausnahmsweise ‚mittleren bis schlechten‘ (2 × C) Gesamterhaltungszustand gibt. Zudem gelangen zwei erfolgreiche Neuansiedlungen, während ein von Beginn an nur sehr kleines Vorkommen inzwischen als erloschen gilt. *Buxbaumia viridis* wurde erstmals 2014 an einer Stelle gefunden und konnte 2019 dort bestätigt werden. Inzwischen sind mehr als 20 rezente Vorkommen der Art bekannt, wobei die meisten Vorkommen steril sind und Sporophyten bisher nur an zwei Fundorten nachgewiesen werden konnten. Ebenso konnte *Mannia triandra* an ihrem einzigen Fundort von 2015 auch 2020 bestätigt werden. Das sehr kleine Vorkommen von *Hamatocaulis vernicosus* aus dem Jahr 2014 wurde hingegen wahrscheinlich trockenheitsbedingt 2019 nicht wieder aufgefunden. Zu den fünf Vorkommen von *Orthotrichum rogeri* aus dem Jahr 2012 kamen drei weitere Nachweise hinzu, wobei bei der Überprüfung 2022 nur an drei der inzwischen insgesamt acht Fundorten ein Nachweis gelang, was aber u. a. mit der Lebensstrategie der Art erklärt werden kann.

Insbesondere in den letzten Jahren haben sich die Standortbedingungen für einige Arten aufgrund der langandauernden Hitzeperioden und der starken Niederschlagsdefizite erheblich

verschlechtert, was als eine wesentliche Ursache für den negativen Bestandstrend anzusehen ist. Darüber hinaus sind jedoch das überwiegend mangelnde behördliche Verantwortungsbewusstsein und fehlendes Interesse Grund für die insgesamt prekäre Situation. Unzureichende personelle und finanzielle Ausstattung behindern zudem die Umsetzung von Maßnahmen, die sich aus der Verpflichtung zur Erhaltung der Vorkommen der FFH-Arten grundsätzlich ergeben. Derzeit erfolgen Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Sachsen-Anhalt ganz überwiegend dank des unterschiedlichen Engagements Interessierter (Ehrenamt, Forschung) unabhängig von behördlichem Zuständigkeitswarrarr.

In einer Übersicht sind die artspezifischen und für die einzelnen Fundorte angepassten Managementvorschläge zusammengestellt.

Abstract

KRUMBIEGEL, A.; BRADE, P.; ECKSTEIN, J.; GLOWKA, B.; HEIN, C. MEYSEL, F. & MÜLLER, F. (2022): **Ten years of monitoring of Annex II and IV FFH plant species in Saxony-Anhalt – an interim balance.** – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) 27: 3–65. A review of the current as well as from the literature known and at least still classified as potential present localities of the plant species of Annexes II and IV in Saxony-Anhalt was carried out in 2010/2011. The following species were confirmed: *Angelica palustris*, *Apium repens*, *Cypripedium calceolus*, *Jurinea cyanoides*, *Liparis loeselii* and *Orthotrichum rogeri*. *Coleanthus subtilis* and *Lindernia procumbens* were also included in the regular monitoring despite of non-confirmation from about 2000 onwards because the habitat conditions at the old sites of both species met their requirements. The monitoring was also done for *Luronium natans*, which was last found in 2005. Due to new discoveries or verifications, *Buxbaumia viridis*, *Hamatocaulis vernicosus* and *Mannia triandra* were also added after 2012.

Overall, a predominant negative trend in population development can be seen with regard to the occupied sites: *Luronium natans* and *Coleanthus subtilis* could not be detected at all and were recorded as ‘extinct or lost’ in the current Red List of Saxony-Anhalt. *Lindernia procumbens* could only be confirmed in one of the eleven survey years. The original three occurrences of *Angelica palustris* and the one occurrence of *Apium repens* have not been present since 2021 and 2022, respectively. Of the former five occurrences of *Liparis loeselii*, only three are still present in 2022. *Cypripedium calceolus* was only found in nine of the ten study sites established in 2012 in 2022. Apart from the few occurrences, almost all of the above-mentioned species are in a ‘medium to poor’ (C) conservation status. Currently, only two occurrences of *Cypripedium calceolus* could be assessed as ‘good’ (B). *Jurinea cyanoides* is the only vascular plant species of which there are currently (2019) partly very large populations in a predominant ‘good’ (B), partly even ‘excellent’ (3 × A) and only exceptional ‘medium to poor’ (2 × C) overall conservation status. In addition, two new populations were established successfully, while one population, which was very small from the beginning, is now considered extinct. *Buxbaumia viridis* was first found at one site in 2014 and was confirmed there in 2019. In the meantime, more than 20 recent occurrences of the species are known, whereby most of the occurrences are sterile and sporophytes have only been detected at two sites so far. *Mannia triandra* could also be confirmed in 2020 at its only site of 2015. The very small occurrence of *Hamatocaulis vernicosus* from 2014, on the other hand, was probably not found again in 2019 due to drought. The five occurrences of *Orthotrichum rogeri* from 2012 were joined by three further detections, although the 2022 review only found evidence at three of the now total of eight sites, which can be explained by the species’ life strategy, among other things.

In particular, site conditions for some species have deteriorated considerably in recent years due to prolonged periods of heat and heavy rainfall deficits, which can be seen as a major cause of the negative population trend. In addition, however, the predominant lacking sense of responsibility and interest of the authorities are reasons for the overall precarious situation. Inadequate personnel and financial resources also hinder the implementation of measures that result from the obligation to conserve the occurrences of the FFH species. Currently, conservation and development measures in Saxony-Anhalt are carried out most often thanks to the various commitments of interested parties (voluntary work, research), independent of the official confusion of responsibilities.

The management proposals specific to the species and adapted to the individual sites are compiled in an overview.

Einleitung

Im Jahr 2012 waren die Ergebnisse des Monitorings der FFH-Pflanzenarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie von den einzelnen Bundesländern und damit auch von Sachsen-Anhalt erstmals, d. h. am Ende der Monitoringperiode 2007–2012, zusammenzustellen. Im Vorfeld mussten verschiedene hierfür erforderliche Voraussetzungen geschaffen werden. Hierzu gehörten vor allem die Überprüfung aktueller, aus der Literatur sowie aus der Datenbank Farn- und Blütenpflanzen des Landesamtes für Umweltschutz (LAU) bekannter Fundorte der einzelnen Arten. Außerdem wurden teilweise detailliertere landesspezifische Bewertungskriterien in Hinblick auf die verbindliche Bezugsgrundlage des Bundes (BfN 2010) erarbeitet. Diese wurden teilweise auch in den Bundesvorgaben berücksichtigt (vgl. BfN & BLAK 2015). Über den Ausgangszustand, d. h. das in Sachsen-Anhalt vorhandene Artenspektrum und den Zustand der einzelnen Populationen (Populationsgröße, Habitatstruktur, Beeinträchtigungen) wurde von KRUMBIEGEL et al. (2012) berichtet. Mittlerweile sind zehn Jahre vergangen, in denen kontinuierlich das 2012 begonnene Monitoring entsprechend dem artspezifischen Erfassungsrhythmus fortgeführt wurde.

Mit der vorliegenden Arbeit sollen die Ergebnisse der jährlichen Untersuchungen über den zurückliegenden Zeitraum als Überblick zusammengestellt werden. Obwohl die Zahl der Erfassungen im Vergleichszeitraum für die Arten sehr unterschiedlich ist, lässt sich in einigen Fällen recht sicher ein Entwicklungstrend erkennen.

Artenspektrum und Methoden

Im Jahr 2012 konnten im Ergebnis der Recherchen zu aktuellen, d. h. seit 2010 nachgewiesenen Vorkommen bzw. noch mit hoher Sicherheit als plausibel geltenden Angaben aus der Datenbank Farn- und Blütenpflanzen des LAU acht Gefäßpflanzenarten und eine Laubmoosart der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie für Sachsen-Anhalt bestätigt werden: *Angelica palustris*, *Apium repens*, *Coleanthus subtilis*, *Cypripedium calceolus*, *Jurinea cyanooides*, *Lindernia procumbens*, *Liparis loeselii*, *Luronium natans* und *Orthotrichum rogeri*. Trotz der Kenntnis der genauen Lage des letzten Fundortes von *Luronium natans* erfolgte das Monitoring für die Art aufgrund fehlender Nachweise nur bis einschließlich 2018. Im Untersuchungszeitraum konnten demgegenüber jedoch drei Moosarten des Anhangs II in Sachsen-Anhalt neu nachgewiesen bzw. lagegenau erfasst werden: *Buxbaumia viridis* (2015, 2019), *Hamatocaulis vernicosus* (2014) und *Mannia triandra* (2015). Diese Arten wurden erstmals in den angegebenen Jahren erfasst. Außerdem wurden von *Orthotrichum rogeri* 2014 und 2017 weitere Vorkommen gefunden.

Für alle während des Untersuchungszeitraumes zwischen 2012–2022 erfassten Arten bzw. deren einzelne Vorkommen wurde eine Übersicht zusammengestellt, wie sich die drei Hauptbewertungskriterien (Populationsstruktur, Habitatqualität, Beeinträchtigungen) entwickelt haben. Dabei wird die jeweils dreistufige Skala entsprechend der Kartier- und Bewertungsschemata des Bundes und der Länder verwendet. Hiernach befinden sich die Vorkommen, sofern sie mit A (hervorragend) oder B (gut) bewertet werden können, in einem günstigen Erhaltungszustand, den es zu bewahren gilt. Vorkommen mit einer C-Bewertung (mittel bis schlecht) befinden sich hingegen in einem ungünstigen Erhaltungszustand, der zu verbessern ist. Auf die einzelnen Unterkriterien der drei Hauptkriterien wird hier nicht näher eingegangen. Lediglich die Populationsgrößen der einzelnen Vorkommen sind zur besseren Anschaulichkeit der Bestandsentwicklung in den Tabellen mit berücksichtigt.

Als verbindliche Grundlage für die Bewertung der Arten galt bis 2015 die Richtlinie zur ‚Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland‘ in der jeweils aktuellen Fassung. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise dienten als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring (1. Überarbeitung; PAN & ILÖK 2010). Diese wurde 2015 mit einer 2. Überarbeitung aktualisiert (BfN & BLAK 2015). Aktuell gilt die Fassung von 2017 (BfN & BLAK 2017) als verbindliche Erfassungs- und Bewertungsgrundlage sowohl für das Bundes- als auch das Landesmonitoring. Bei einigen Arten (z. B. *Orthotrichum rogeri*) wurden darüber hinaus einzelne Erfassungskriterien, teilweise auch die Erfassungshäufigkeit, für das Landesmonitoring noch genauer spezifiziert. Darauf wird eingangs bei den einzelnen Arten hingewiesen.

Sofern die Arten an den Fundorten nicht vorkamen, wurden bis 2018 die beiden anderen Hauptkriterien (Habitatstruktur, Beeinträchtigungen) nicht erfasst. Dies erfolgt erst ab 2018 entsprechend den Bundesvorgaben. Dabei wird das Vorkommen insgesamt mit C (mittlerer bis schlechter Erhaltungszustand) bewertet, selbst wenn die Art nicht mehr vorkommt, aber Habitatqualität und Grad der Beeinträchtigungen noch die berechnete Annahme zulassen, die Art könne erneut in der aktuellen Vegetation auftreten. Dies führt nominell zu einer u. U. auf den ersten Blick positiveren Darstellung der Bestandssituation, da verschollene oder möglicherweise bereits erloschene Populationen als noch existent geführt werden. Während in den Tabellen bis 2017 das Fehlen der zu untersuchenden Art auf einer Untersuchungsfläche mit ‚k. N.‘ (kein Nachweis) gekennzeichnet ist, wird dies ab der Monitoringperiode 2018–2023, also seit Inkrafttreten der neuen Richtlinie (BfN & BLAK 2017), mit der verbindlichen Einstufung ‚C‘ – modifiziert als ‚C***‘ – dargestellt. Ab 2018 ist nicht mehr nur beim Hauptkriterium ‚Beeinträchtigungen‘ das schlechteste Teilkriterium ausschlaggebend für die Bewertung insgesamt, sondern dies wird seitdem auch bei der ‚Population‘ und den ‚Habitatstrukturen‘ nach der Bundesvorgabe so gehandhabt. Dies kann wiederum zu einer insgesamt negativeren Bewertung der Populationen führen als vor dem Wirksamwerden dieser Vorgabe. Somit besteht eine Inkonsistenz der Bewertung innerhalb des Untersuchungszeitraumes 2012–2022, die allerdings für alle Arten gilt. Die Veränderung von Schwellenwerten im Bewertungsschlüssel kann darüber hinaus ebenfalls zu nicht genau vergleichbaren Ergebnissen führen. So wurden z. B. bei *Jurinea cyanoides* die Schwellenwerte bezüglich der Rosettenzahl angehoben, was eine veränderte (schlechtere) Bewertung bei gleicher oder ähnlicher Rosettenzahl zur Folge haben kann. Bei dieser Art wechselte außerdem der Bearbeiter, was Grund für die veränderte Bewertung einzelner Parameter sein kann. Bei *Jurinea cyanoides* erfolgte das Monitoring aufgrund der zahlreicheren Vorkommen bei den einzelnen Durchgängen teilweise über zwei Jahre, d. h. es wurde beim Monitoring 2012 mit einigen Vorkommen schon 2011 begonnen.

Daher fängt bei dieser Art ausnahmsweise der Betrachtungszeitraum bereits 2011 an. Auch der Durchgang von 2014 wurde auf zwei Jahre verteilt und begann bereits 2013.

Je nach ihrem Areal kommen die Arten in Sachsen-Anhalt in der atlantischen und/oder kontinentalen Region vor. Für die meisten Arten, wie z. B. *Angelica palustris*, besteht dabei Totalzensus, d. h. dass alle Vorkommen in das Monitoring einzubeziehen sind. Im Unterschied dazu ist aufgrund der vergleichsweise zahlreichen Vorkommen von *Cypripedium calceolus* in Sachsen-Anhalt lediglich eine repräsentative Stichprobe auszuwählen.

In den Bundesvorgaben (BfN & BLAK 2017) ist darüber hinaus die Häufigkeit des Monitorings innerhalb der sechsjährigen Monitoringperiode festgelegt, die von einmaliger (z. B. *Hamatocaulis vernicosus*) über zweimalige (z. B. *Apium repens*) bis zu jährlicher Erfassung (*Angelica palustris*) reicht und landesspezifisch verschiedentlich noch häufiger erfolgt (z. B. *Lindernia procumbens* dreimal jährlich).

Im kurzen einleitenden Abschnitt zu den einzelnen Arten sind die zusammenfassenden Bewertungen vom Ende der bisherigen Berichtsperioden für ST dargestellt (2007, 2013, 2019, ggf. getrennt nach atlantischer und kontinentaler Region (Auszug aus LAU 2019)). Diese basieren zwar nicht allein auf dem Stichprobenmonitoring, da aber bei den Pflanzen fast überall Totalzensus besteht, sind die Bewertungen ganz überwiegend identisch.

Bezugsfläche für die Vergleiche der einzelnen Vorkommen über die Jahre ist immer die zu Beginn der regelmäßigen Untersuchungen 2012 festgelegte Monitoringfläche.

Die Tabellen der Bestandsentwicklung der einzelnen Vorkommen umfassen immer alle Untersuchungsjahre (2012–2022) des Beobachtungszeitraumes, auch wenn die Vorkommen nicht jährlich erfasst wurden. Dadurch lassen sich die Erfassungszyklen allein optisch besser miteinander vergleichen.

Ergebnisse

Gefäßpflanzen

Angelica palustris (BESSER) HOFFM.

Angelica palustris (Abb. 1) kommt in Deutschland nur in der kontinentalen Region vor. Hierfür besteht Totalzensus. Da *A. palustris* als hapaxanthe Art nach der meist ein- bis zweijährigen vegetativen Phase nur einmal blüht und dann abstirbt, sind vegetative Vermehrung und Ausbreitung nicht möglich, sondern die Reproduktion kann ausschließlich mittels Samen erfolgen. Daher wird die Art hinsichtlich der Population laut Bundesvorgabe sechsmal pro Berichtszeitraum, d. h. jährlich erfasst. Landesspezifisch werden außerdem Habitat und Beeinträchtigungen jährlich und nicht nur einmal (entsprechend Bundesvorgabe) untersucht.

Die drei Vorkommen von *A. palustris* wurden 2012–2022 jährlich zur Blütezeit Ende Juli/Anfang August erfasst. Dies fällt im Optimalfall ungefähr in die Mitte des Intervalls zwischen erstem (Ende Juni/Anfang Juli) und zweitem Schnitt (ab Mitte September).

ST_PFLA_ANGEPALU_01 (Grünland nördlich des W-Teils des Quellbusches bei Radegast im FFH-Gebiet 200 ‚Wiesen und Quellenbusch bei Radegast‘)

Während der Monitoringperiode konnte *A. palustris* zwischen 2012 und 2020 jährlich in unterschiedlicher Populationsgröße nachgewiesen werden. Erstmals 2021 wurde kein Exemplar gefunden, und auch 2022 war die Suche ergebnislos. War in den Jahren bis ca. 2017 eine deutliche Vernässung des Standortes erkennbar (Zunahme von *Carex acutiformis* als nahezu Dominanzbestand), nahm *Carex acutiformis* danach wieder deutlich ab und andere Feucht- und



Abb. 1: *Angelica palustris* am Quellbusch bei Radegast. Foto: A. Krumbiegel, 27.07.2017.

Tab. 1: Zusammenfassende Bewertung für *Angelica palustris* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (U1 – unzureichend, U2 – schlecht, XX – unbekannt, -- negativ, -- – stark abnehmend).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamttrend
2007	U1		U2		U2		XX	U2	
2013	U1	-	U2	-	U2	-	U2	U2	sich verschlechternd
2019	U2	-	U2	-	U2	--	U2	U2	sich verschlechternd

Nasswiesenarten waren häufiger. Bis einschließlich 2020 erfolgte die (erste) Grünlandmahd etwa zwischen Mitte Mai bis Mitte Juni, was für den Entwicklungszyklus von *A. palustris* günstig ist. 2021 war die Wiese jedoch bis Ende Juli noch nicht genutzt worden. 2022 wurde die Wiese wieder Mitte Juni gemäht.

ST_PFLA_ANGEPALU_02 (Fuhnetal 750 m O Zehmitz)

Das kleine Vorkommen, das vor 2010 letztmalig von RAUSCHERT (1970) dokumentiert worden war, konnte im Rahmen der Überprüfung von Altangaben 2010 bestätigt werden. Nur im Jahr 2013 konnte allerdings ein nennenswerter Bestand von 35 fertilen und 34 sterilen Exemplaren ermittelt werden. In den Jahren 2012, 2014 und 2017 kamen lediglich einzelne bis wenige

Tab. 2: *Angelica palustris*, Quellbusch bei Radegast, ST_PFLA_ANGEPALU_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (* gutachterliche Abwertung, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen fertil/steril	0/0	0/0	0/23	2/13	87/101	40/89	2/94	3/84	7/280	15/315	29/25
Population	C**	C**	C	C	A	A	B	B	A	A	B
Habitat	C	C	C	C	B	B	B	B	B	B	B
Beeinträchtigungen	C	C	C	A	B	A	A	A	A	C	C
Gesamt	C**	C**	C	C	C*	C*	C*	C*	B*	B	B

Exemplare vor, seit 2018 konnten keine Nachweise mehr erbracht werden, wofür maßgeblich die an den Lebenszyklus der Art nicht angepasste Nutzung verantwortlich ist. So war die Fläche, auf der neben *A. palustris* auch *Silvaum silaus*, *Sanguisorba officinalis*, *Serratula tinctoria*, *Succisa palustris*, *Molinia caerulea* und *Juncus subnodulosus* vorkommen, ca. Mitte Juli frisch gemäht worden, ebenso 2019. Im Jahr 2020 war dies zwar ca. Mitte Juni erfolgt, jedoch konnte dennoch kein Nachweis erbracht werden, und 2021 stand die Erstnutzung Ende Juli zum Blühbeginn der meisten der o. g. Begleitarten offensichtlich kurz bevor. 2022 war dann wieder Mitte Juni zu einem günstigeren Zeitpunkt gemäht worden.

Tab. 3: *Angelica palustris*, Fuhnetal O Zehmitz, ST_PFLA_ANGEPALU_02 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (k. N. – kein Nachweis, * gutachterliche Abwertung, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen fertil/steril	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/2	0/0	0/0	2/6	35/34	0/9
Population	C**	C**	C**	C**	C**	C	k. N.	k. N.	C	B	C
Habitat	C	C	C	C	C	B	k. N.	k. N.	B	B	B
Beeinträchtigungen	C	C	A	C	C	C	k. N.	k. N.	B	C	B
Gesamt	C**	C**	C**	C**	C**	C	k. N.	k. N.	C*	B	C*

ST_PFLA_ANGEPALU_03 (FFH-Gebiet 142 ‚Engelwurzweise bei Zwintschöna‘)

Das Vorkommen am NW-Rand von Zwintschöna war zwar während des Untersuchungszeitraumes bis 2020 (außer 2015 und 2018) besetzt, jedoch rührte dies maßgeblich aus Populationsstärkungen durch Ausbringen von vorkultivierten Jungpflanzen aus standorteigenem Saatgut bis ca. 2018. Während auf der frischen bis feuchten, teils nassen Wiese dank regelmäßiger Mahd ca. Mitte Juni diesbezüglich optimale Bedingungen herrschten, wirkte sich auf der Fläche der Fraßdruck durch Nacktschnecken außerordentlich negativ auf die Population aus. Teilweise waren die Pflanzen so stark befallen, dass eine sichere Unterscheidung zwischen *A. palustris* und der dort häufigen *A. sylvestris* nicht sicher möglich war (gezählt wurden immer nur zweifelsfrei *A. palustris* zuzuordnende Individuen). 2015, 2018, 2021 und 2022 konnte *A. palustris* nicht nachgewiesen werden.

Aufgrund des Lebenszyklus ist *A. palustris* auf das jährliche Auffüllen der Diasporenbank im Boden angewiesen und muss daher regelmäßig fruchten. Allein unter diesem Aspekt ist das

Tab. 4: *Angelica palustris*, Zwintschöna, ST_PFLA_ANGEPALU_03 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (1 – aus Anpflanzung, 2 – [sub]spontan, k. N. – kein Nachweis, * gutachterliche Abwertung, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen fertil/steril 1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	5/3	0/0	21/11	29/7	18/7
Individuen fertil/steril 2	0/0	0/0	3/0	5/0	0/0	2/0	0/0	0/0	0/0	22/7	0/1
Population	C**	C**	C	C	C**	C	C	k. N.	C	C	C
Habitat	C	C	C	C	C	B	C	k. N.	C	C	C
Beeinträchtigungen	C	C	C	C	C	C	C	k. N.	C	C	C
Gesamt	C**	C**	C	C**	C**	C	C	k. N.	C	C	C

Ausbleiben der Art an mittlerweile allen drei Fundorten als besonders prekär zu betrachten. Zudem sind Offenbodenstellen für die Keimung und Etablierung der Jungpflanzen erforderlich. Dringend notwendig ist für die Art daher ein auf die Individualentwicklung abgestimmtes Management. Das bedeutet, dass das Grünland vor Beginn der Sprossstreckung, d. h. bis ca. Ende Mai/Mitte Juni erstmals gemäht sein muss und die zweite Mahd nicht vor dem Ausstreuen der Früchte, ca. ab Mitte September erfolgen darf. Bodenverwundungen, insbesondere bei der zweiten Mahd, sind von Vorteil. Zur Vermeidung des Austrocknens der Fundorte ist auf Melioration in der Umgebung zu verzichten bzw. sollten Gräben verfüllt werden, um das Wasserregime der optimalerweise mäßig nassen bis nassen und/oder quellig durchsickerten Standorte zu erhalten bzw. zu fördern.

Apium repens (JACQ.) LAG.

Apium repens [aktuell gültiger Name: *Helosciadium repens* (JACQ.) W. D. J. KOCH] (Abb. 2) kommt in Deutschland in der atlantischen, kontinentalen und alpinen Region vor. Das einzige rezente Vorkommen von *A. repens* befindet sich in der kontinentalen Region in der Altmark und wurde 2012, 2013, 2016, 2018 und 2021 im Rahmen des FFH-Artenmonitorings zur Blütezeit im Juli/August erfasst. Darüber hinaus erfolgten im Zusammenhang mit dem Modell- und Demonstrationsvorhaben ‚Genetische Erhaltungsgebiete für Wildselleriearten (*Apium* und *Helosciadium*) als Bestandteil eines Netzwerkes genetischer Erhaltungsgebiete in Deutschland‘ eine Erhebung im Jahr 2015 (KRUMBIEGEL et al. 2015) sowie Kontrollen 2022.

In Ergänzung zur Bundesbewertung wird beim Hauptkriterium ‚Zustand der Population‘ für die Landesbewertung ergänzend die ‚Individuendichte am Vorkommen [dicht, locker, Einzelpflanzen]‘ ermittelt. Habitat und Beeinträchtigungen werden darüber hinaus nicht nur einmal, sondern bei beiden Erhebungen im Berichtszeitraum bewertet.

Apium repens kann sich neben generativer Vermehrung mittels Ausläufern bzw. durch vom Weidevieh durch Tritt oder Verbiss abgelöste Sprosstücke außerdem vegetativ vermehren und ausbreiten.

ST_PFLA_APIUREPE_01 (FFH-Gebiet 254 ‚Weideflächen bei Kraatz‘)

Das primäre Vorkommen von *A. repens* auf den Böschungen eines breiten Wiesengrabens im Weidegrünland wurde bis 2016 nachgewiesen. Danach konnte die Art dort wahrscheinlich vor allem aufgrund der Trockenheit 2018 und 2021 nicht mehr festgestellt werden. Zudem war



Abb. 2: *Apium repens* am Rand des Wiesengrabens bei Kraatz. Foto: A. Krumbiegel, 08.07.2012.

Tab. 5: Zusammenfassende Bewertung für *Apium repens* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (U1 – unzureichend, U2 – schlecht, 0 – stabil, – – negativ).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007	U1		U2		U2		U1	U2	
2013	U2	-	U2	-	U2	-	U1	U2	sich verschlechternd
2019	U2	0	U2	0	U1	-	U1	U2	sich verschlechternd

der Wiesengraben seit 2020 nicht mehr in die Nutzung (Rinderweide) einbezogen und daher vollständig mit dichter Vegetation zugewachsen. Insbesondere die Böschungen waren deshalb für *A. repens* nicht mehr geeignet. Größere flächige Vorkommen wurden bereits 2013 im südlich angrenzenden Weidegrünland gefunden und konnten bei allen folgenden Erhebungen an kleinräumig wechselnden Stellen bestätigt werden. 2021 konnte der Bestand dort aufgrund der ausschließlichen Mahdnutzung bis auf ein Einzelexemplar am Rand einer kleinen Offenstelle (Maulwurfshaufen) nicht mehr in flächiger Ausdehnung bestätigt werden. 2022 wurde die Art bei zwei außerplanmäßigen Kontrollen bei unverändert ungünstigen Habitatverhältnissen überhaupt nicht mehr gefunden.

Tab. 6: *Apium repens*, Weideflächen bei Kraatz, ST_PFLA_APIUREPE_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (* gutachterliche Abwertung, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
m² Graben	0	0			0		0,07			4,704	6,432
m² Wiese	0	0,0025			7,125		18,00			5,050	2,800
Population	C**	C			C		B			B	B
Habitat	C	C			B		B			B	B
Beeinträchtigungen	C	C			C		C			C	C
Gesamt	C**	C			C		C*			C*	C*

Da *A. repens* feuchte bis wechsellasse Offenstellen benötigt, sind regelmäßige Störungen an entsprechenden Standorten, wie Viehweiden, insbesondere -tränken, für die Art unerlässlich. In Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern kommt *A. repens* vielfach auch an Badestellen vor, wo regelmäßiges Begängnis die Vegetation sehr kurz hält und diese im Uferbereich der Gewässer oft schütter ist. In dichter und hoher Vegetation, in der aufgrund ausschließlicher ein- bis mehrmaliger Mahd keine Störstellen entstehen, kann die Art i. d. R. auf Dauer nicht existieren.

***Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL**

Coleanthus subtilis (Abb. 3) kommt in Deutschland nur in der kontinentalen Region vor. Für die Art besteht Totalzensus.

Die drei letzten aus der Datenbank des LAU bekannten Vorkommen (bei Bleddin) wurden zwischen 2012 und 2022 jährlich dreimal aufgesucht. Diese landesspezifisch häufige Untersuchungsfrequenz, die weit über die Bundesanforderungen hinausgeht (zweimalige Kontrolle im Berichtszeitraum mit jeweils einmaliger Begehung), hängt mit der in der Elbaue potenziell hohen Standortdynamik zusammen, und zwar sowohl innerhalb einer Vegetationsperiode als auch im Vergleich der Jahre untereinander.

Die erste Begehung fand i. d. R. schon Anfang Juni statt, da bereits zu dieser Zeit der Wasserstand so niedrig sein kann, dass potenziell besiedelbares Substrat an den Fundorten zur Verfügung steht. Die weiteren Begehungen erfolgten ca. Mitte August und Mitte bis Ende September/Anfang Oktober.

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes konnte *C. subtilis* an keinem der drei früheren Fundorte bestätigt werden. Da die Art seit mindestens 2000 (Bleddiner Riss, Südteil) in Sachsen-Anhalt nicht mehr nachgewiesen werden konnte, wurde sie in der aktuellen Roten Liste Sachsen-Anhalts (FRANK et al. 2020) als ‚ausgestorben bzw. verschollen‘ berücksichtigt.

Da *C. subtilis* zu keinem Termin vorkam, wurden die beiden anderen Hauptkriterien bis 2018 nicht bewertet. Erst ab 2018 erfolgte eine Bewertung (C) trotz Fehlens der Art entsprechend der Bundesvorgabe.

Im Unterschied zur Bundesvorgabe werden die Fundorte nicht nur zweimal pro Berichtszeitraum und mit lediglich einem Durchgang pro Untersuchungsjahr untersucht, sondern es findet eine jährlich dreimalige Begehung statt, bei der auch die Habitatqualität und die Beeinträchtigungen ermittelt werden (lt. Bundesvorgabe nur einmal je Berichtszeitraum).



Abb. 3: *Coleanthus subtilis*, Großteich, Großhartmannsdorf, Lkrs. Mittelsachsen. Foto: M. Hassler, 25.09.2022.

Tab. 7: Zusammenfassende Bewertung für *Coleanthus subtilis* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U1 – unzureichend, U2 – schlecht, XX – unbekannt, 0 – stabil, – – negativ, ? – unsicher, k. A. – keine Angabe).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007	U1		FV		XX		XX	U1	
2013	U1	-	XX	-	XX	0	XX	U1	unbekannt
2019	XX	?	XX	k. A.	U1	0	U1	U1	unbekannt

ST_COLESUBT_PFLA_01 (Bleddiner Riss N-Teil, FFH-Gebiet 073 ‚Elbaue zwischen Griebbo und Prettin‘)

Im Nordteil des Bleddiner Riss’ waren die Standortbedingungen für *C. subtilis* in allen Untersuchungsjahren zumindest episodisch, meist jedoch über längere Perioden prinzipiell optimal (letzter Nachweis 1999, AMARELL). Dass die Art dennoch nie nachgewiesen werden konnte, hängt möglicherweise mit der fehlenden oder ungenügenden Aufwältigung des Substrates zusammen, in dem noch Diasporen zu vermuten sind. So wäre vor allem 2013 nach dem frühsummerlichen Elbehochwasser und/oder im Folgejahr am ehesten mit dem Wiederauf-

Tab. 10: *Coleanthus subtilis*, Bleddiner Dorfteich, ST_PFLA_COLESUBT_03 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (k. N. – kein Nachweis, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Population	C**	C**	C**	C**	C**	k. N.					
Habitat	C	C	C	C	C						
Beeinträchtigungen	C	C	C	C	C						
Gesamt	C**	C**	C**	C**	C**	k. N.					

gejos aufgrund des Niederschlagsdefizits auf der ursprünglichen Habitatfläche von *C. subtilis* Trockenschäden, während sich auf den feuchten Partien um das verbliebene Restwasser dicht-schließende, teppichartige Bestände von *Agrostis stolonifera* entwickelt hatten.

Managementmaßnahmen wurden für *C. subtilis* bisher nicht ergriffen, da i. d. R. gerade an solchen hochdynamischen Auenstandorten davon ausgegangen wird, dass ein Wiederauftreten länger nicht in der aktuellen Vegetation vorhandener Arten durch im Boden lagernde Diasporen unter geeigneten Bedingungen möglich ist. Dies ist allerdings in sofern differenziert zu betrachten, als es diesbezüglich deutliche Unterschiede zwischen dem Fluss i. e. S. und den Standgewässern in der Aue gibt, die erst bei stärkerem Hochwasser durchflutet werden. Abrasion findet daher in den Standgewässern wie im Bleddiner Dorfteich und im Bleddiner Riss als Teile eines Altarmes der Elbe ohne Anbindung an den Strom nur selten statt. Die in vielen Jahren zu beobachtenden teils starken Wasserstandsschwankungen resultieren aus Qualmwasser, Niederschlag und Verdunstung. Selbst die extremen Hochwasserereignisse 2002 und 2013 haben an den Standorten offensichtlich nicht genug Abrasion bewirkt, um die zwischenzeitlich abgelagerten Sedimente soweit abzutragen, dass Diasporen, sofern sie (noch) vorhanden sind, in eine Position gelangen, wo sie zur Keimung angeregt werden. Wahrscheinlich haben die Altwässer eher als Sedimentfallen gedient. Besonders im Bleddiner Dorfteich zeigt sich dies an den mittlerweile für *C. subtilis* völlig ungeeigneten Standortbedingungen an dem ursprünglichen Fundort, wo sich dichte Röhrichte und *Calamagrostis epigejos* angesiedelt haben. Eine Nutzung als Gänseweide, wodurch die aufkommende Vegetation kurzgehalten wird, findet ebenfalls schon seit Jahrzehnten nicht mehr statt. Versuchsweise könnte der Oberboden in unterschiedlicher Stärke abgetragen werden, um ggf. noch vorhandene keimfähige Diasporen zu aktivieren.

Cypripedium calceolus L.

Im Jahr 2022 wurden im Zuge einer landesweiten Kontrolle alle seit dem Jahr 2000 bekannt gewordenen Fundorte von *Cypripedium calceolus* (Abb. 4) überprüft (Fundortdefinition: Abstand der Fundpunkte 100 m oder mehr voneinander oder andere Pflanzengesellschaft). Von diesen 146 Fundorten konnten noch 94 bestätigt werden. Aufgrund der bundesweit relativ hohen Zahl an Vorkommen war laut Bundesvorgabe für die kontinentale Region eine Stichprobe auszuwählen. Die Vorkommen sind zweimal je Berichtszeitraum zu erfassen. Dafür wurden zehn repräsentative Fundorte im Unstrut-Gebiet festgelegt und 2012, 2015, 2019 sowie 2022 untersucht.

Cypripedium calceolus ist ein Rhizomgeophyt und daher in der Lage, sich nicht nur generativ, sondern auch vegetativ zu vermehren und auszubreiten.



Abb. 4: *Cypripedium calceolus* im Forst Bibra. Foto: C. Hein, 18.05.2012.

ST_CYPRCALC_PFLA_01 (Tote Täler, Lissenberg, FFH-Gebiet 151 ‚Tote Täler südwestlich Freyburg‘)

Das Vorkommen am sog. Lissenberg befindet sich auf einer allseits gehölzumstandenen, ca. 500 m² großen Waldwiese, auf einem nach Westen geneigten Unterhang. *Cypripedium calceolus* siedelt dort hauptsächlich am Unterhang sowie am Rand der Südseite. Am Fundort werden Wuchsorte in Gehölznähe deutlich bevorzugt. Bis 2019 kamen auch einzelne Sprosse auf der offenen Wiesenfläche vor. Das gut dokumentierte Vorkommen zeigte bis 2012 eine Zunahme der Sprosszahlen sowie der einzelnen Horste. Dieser Bestandszuwachs ist u. a. auf gezielte Pflegemaßnahmen zurückzuführen. Auch nach 2012 erfolgten Pflegemaßnahmen, jedoch gehen die Sprosszahlen seither trotzdem zurück. Konnten 2012 insgesamt noch 82 Sprosse registriert werden, waren es 2022 nur noch 29. Dies ist seit 1999 das zweitniedrigste Ergebnis (2005, 11 Sprosse) (HEIN 2009). Veränderungen oder eine beeinträchtigende Bewirtschaftung

Tab. 11: Zusammenfassende Bewertung für *Cypripedium calceolus* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (U1 – unzureichend, + – positiv, – – negativ).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtwertung	Gesamttrend
2007	U1		U1		U1		U1	U1	
2013	U1	-	U1	-	U1	-	U1	U1	sich verschlechternd
2019	U1	-	U1	+	U1	-	U1	U1	sich verschlechternd

Tab. 12: *Cypripedium calceolus*, Tote Täler, Lissenberg, ST_PFLA_CYPRCALC_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil, * gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	7/20/2			3/26/0				31/21/2			31/51/0
Population	C			C				B			C
Habitat	C			B				A			A
Beeinträchtigungen	A			A				A			A
Gesamt	C			B				B*			B

am oder im Umfeld des Vorkommens sind nicht zu verzeichnen. Der Charakter des Fundortes hat sich innerhalb der letzten 20 Jahre nicht verändert. Der rückläufige Bestandstrend ist nur durch die Trockenheit seit 2018 zu erklären.

ST_CYPRCALC_PFLA_02 (Tote Täler, Kleine Nase, FFH-Gebiet 151 ‚Tote Täler südwestlich Freyburg‘)

Das seit 1978 bekannte Vorkommen erstreckt sich auf einem flach nach Südost geneigten Hang. Bis 2019 wurde das Habitat von einem lockeren Birkenbestand überschirmt. In der Krautschicht finden sich typische Arten der Halbtrockenrasen. Veränderungen des Habitats gab es in den letzten Jahren nicht. Pflegemaßnahmen erfolgten nur sporadisch und beschränkten sich auf die Mahd der Fläche mit anschließender Beräumung. Gehölze, insbesondere der Birkenschirm, wurden dabei belassen. Aufgrund extremer Sommertrockenheit sind bis 2022 alle überschirmenden Birken abgängig. Der teils habschattige Charakter des Fundortes ging verloren, was sich negativ auf das für *C. calceolus* günstige Mikroklima (Feuchte) auswirkt. Als Wuchsorte werden die Schattenbereiche von Gebüsch bevorzugt, was auf das notwendige Vorhandensein einer gewissen Mindestfeuchte schließen lässt. Offene, stark besonnte Stellen werden nicht besiedelt. Am Fundort kommt es zu starker Trittbelastung. So sind jährlich sog. Fotowannen um die einzelnen Horste zu finden. Dies ist insofern problematisch, da sich unmittelbar um die Frauenschuhhorste viele Jungpflanzen befinden und durch Tritt stark geschädigt werden. Seit 2012 nimmt die Sprosszahl ab. Am deutlichsten war der Rückgang in den letzten beiden Erfassungsjahren 2019 und 2022. So konnten nur noch 35 (2019) bzw. 18 Sprosse (2022) registriert werden.

Tab. 13: *Cypripedium calceolus*, Tote Täler, Kleine Nase, ST_PFLA_CYPRCALC_02 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	5/9/4			2/30/3				38/14/17			27/11/34
Population	C			C				B			B
Habitat	C			B				A			A
Beeinträchtigungen	A			A				A			A
Gesamt	C			B				A			A

ST_CYPRCALC_PFLA_03 (Drachenwinkel W Laucha, FFH-Gebiet 139 ‚Forst Bibra‘)

Der Charakter des Vorkommens am sog. Drachenwinkel wurde bis 2019 von einem lichten Kiefernbestand mit gut entwickelter Strauchschicht geprägt. Der kleine Hang ist nach Südost-

ten ausgerichtet. 2010 erfolgte ein Pflegeeingriff, bei dem das Vorkommen streifenweise aufgelichtet wurde und ein Mosaik aus offenen, lichten und unberührten Bereichen entstand. Der überschirmende Kiefernbestand wurde dabei nicht aufgelichtet und blieb ohne Eingriff. Infolge des erhöhten Lichtgenusses nahm die Blütrate von 24 % (2009) (HEIN 2009) auf 31 % (2012) und 32 % (2015) zu. Die Gesamtsprosszahl blieb über die Jahre 2009, 2012, 2015 mit 248, 219 bzw. 229 relativ konstant. Ab 2019 erfolgte ein Populationseinbruch (100 Sprosse). Der Kiefernbestand war aufgrund extremer Trockenheit abgängig und ist bis 2022 vollständig abgestorben. Aufgrund fehlender Überschildung und Beschattung trocknet seither der Standort stärker aus. Das Mikroklima veränderte sich somit für *C. calceolus* deutlich ungünstig (Feuchte). Weiterhin entwickelte sich infolge des erhöhten Lichteinfalls die Strauchschicht stark, was sich negativ auf das Lichtklima auswirkt. Im Erfassungsjahr 2022 konnten lediglich noch 36 Sprosse registriert werden. Jungpflanzen kamen überhaupt nicht mehr vor.

Tab. 14: *Cypripedium calceolus*, Drachenwinkel W Laucha, ST_PFLA_CYPRCALC_03 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	17/19/0			6/93/1				74/130/25			67/128/24
Population	C			C				B			B
Habitat	C			C				A			A
Beeinträchtigungen	B			A				C			C
Gesamt	C			C				B			A

ST_CYPRCALC_PFLA_04 (Forst Bibra, Hangwald NW Plößnitz, FFH-Gebiet 139 ‚Forst Bibra‘)

Das Vorkommen ‚Hangwald NW Plößnitz‘ lässt sich als mesophiles sommergrünes Gebüsch charakterisieren. Das individuenstarke Vorkommen befindet sich auf einem nach Norden exponierten Hang auf mittlerer Höhe über Muschelkalk mit geringer Lössauflage. Die Krautschicht ist mäßig, die Strauchschicht gut ausgebildet und wird von *Corylus avellana* dominiert. 2010 erfolgte ein Pflegeeingriff zur Auflichtung der Strauchschicht seitlich des Vorkommens. Aufgrund des seitlichen bis direkten Lichteinfalls herrscht für *C. calceolus* ein günstiges Lichtklima. Die Blütrate stieg dadurch von 19 % (2009) auf 52 % (2012) und 42 % (2022). Trotz der Zunahme der Blütrate ist die Anzahl der Samenkapseln relativ gering. Der Fruchtansatz schwankt zwischen 15 und 16 %. Die Sprosszahl ist 2022 im Vergleich zu 2015 und 2019 stabil.

Tab. 15: *Cypripedium calceolus*, Forst Bibra, Hangwald NW Plößnitz, ST_PFLA_CYPRCALC_04 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil, * gutachterliche Aufwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	220/282/28			25/393/2				302/189/63			270/212/42
Population	B			B				B			B
Habitat	B			B				A			A
Beeinträchtigungen	B			B				C			C
Gesamt	B			B				A*			A*

ST_CYPRCALC_PFLA_05 (Forst Bibra, Waldrand W Plößnitz, FFH-Gebiet 139 ‚Forst Bibra‘)

Das Vorkommen befindet sich am Unterhang des Bibra-Plößnitzer Stufenhangs westlich von Plößnitz. Der Boden wird von Löss gebildet. Das Habitat, ein Birken-Pionierwald, besitzt eine ausgeprägte Strauch- und Krautschicht. Die Baumschicht wird von *Quercus robur*, *Betula pendula* und *Carpinus betulus* gebildet. Die Wuchsorte von *C. calceolus* befinden sich am lichten Waldrand in Nachbarschaft zu verbuschten Halbtrockenrasen. 2010 erfolgte ein Pflegeeingriff, wobei die Strauchschicht aufgelichtet und ca. 30–40 % der dominierenden Hasel entnommen wurden. Die Lichtverhältnisse konnten dadurch verbessert und eine Zunahme der Sprossanzahl sowie der Blütrate erreicht werden. Während bei der Ersterfassung im Jahr 2009 insgesamt 29 Sprosse mit einer Blütrate von 31 % registriert wurden (HEIN 2009), waren es 2012 insgesamt 55 Sprosse mit einer Blütrate von 51 % und 2015 38 Sprosse mit einer Blütrate von 60 %. Seit 2019 nimmt die Zahl der Sprosse ab. In diesem Zusammenhang ist das Fehlen von Jungpflanzen als besonders negativ zu werten.

Tab. 16: *Cypripedium calceolus*, Forst Bibra, Waldrand W Plößnitz, ST_PFLA_CYPRCALC_05 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil, * gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	6/17/0			0/34/0				23/12/3			28/21/6
Population	C			C				B			B
Habitat	C			C				B			B
Beeinträchtigungen	B			B				C			C
Gesamt	C			C				C*			B

ST_CYPRCALC_PFLA_06 (Forst Bibra, Plateau, FFH-Gebiet 139 ‚Forst Bibra‘)

Die Vorkommen in Eichenwaldgesellschaften werden durch den Fundort ‚Forst Bibra, Plateau‘ repräsentiert. Der Wuchsort befindet sich in Plateaulage und wird durch *Quercus petraea* und *Acer campestre* beherrscht. Die Baumschicht ist geschlossen und wird von *Quercus robur* und *Qu. petraea* dominiert. Die Strauchschicht ist gut ausgebildet und geschlossen. Das Lichtklima ist für *C. calceolus* ungünstig. Insbesondere wirkt *Acer campestre* in der Strauchschicht verdämmend und ausdunkelnd. Im Jahr 2011 erfolgte ein Pflegeeingriff in der Strauchschicht, bei dem am Rand des Vorkommens der dominierende Feld-Ahorn stark aufgelichtet wurde. 2015 konnten im Rahmen der Erfassung für das Monitoring der FFH-Pflanzenarten dann erstmals sechs blühende sowie fünf juvenile Sprosse nachgewiesen werden, was auf den höheren Lichtgenuss nach dem Pflegeeingriff zurückzuführen ist. Im Erfassungsjahr 2019 wurde nur noch ein steriler Spross registriert. 2022 war *C. calceolus* nicht mehr nachweisbar. Der Verlust der Art kann nur auf die Trockenheit der Jahre 2018 bis 2022 sowie auf die sich verschlechternden Belichtungsverhältnisse zurückgeführt werden.

ST_CYPRCALC_PFLA_07 (Forst Bibra, Kanzel, FFH-Gebiet 139 ‚Forst Bibra‘)

Das Vorkommen in leichter Nordwest-Hanglage wird durch *Quercus petraea* in der Baumschicht bestimmt. Die Strauchschicht ist mäßig ausgeprägt und wird von *Corylus avellana* dominiert. Die Krautschicht ist mit typischem Arteninventar gut entwickelt. 2011 wurde die Strauchschicht bei einer Pflegemaßnahme vollständig entfernt. Infolge des höheren Lichtgenusses nahm die Blütrate bis 2015 zu. Jungpflanzen konnten aber nie registriert werden. Hierfür ist die relativ hohe Streuauflage als hemmend anzunehmen. Ab dem Jahr 2019 ist ein

Tab. 17: *Cypripedium calceolus*, Forst Bibra, Plateau, ST_PFLA_CYPRCALC_06 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	0/0/0			0/1/0				6/1/5			0/6/0
Population	C**			C				C			C
Habitat	C			C				B			B
Beeinträchtigungen	B			C				C			C
Gesamt	C**			C				C			C

deutlicher Einbruch bei den Sprosszahlen zu verzeichnen. Extreme Sommertrockenheit sowie die sich verschlechternden Lichtverhältnisse sind als Ursache zu nennen. Forstliche Maßnahmen erfolgten am Fundort nicht und scheiden als Beeinträchtigung aus.

Tab. 18: *Cypripedium calceolus*, Forst Bibra, Kanzel, ST_PFLA_CYPRCALC_07 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil, * gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	2/2/0			1/9/0				5/12/0			0/6/0
Population	C			C				C			C
Habitat	C			B				B			B
Beeinträchtigungen	B			C				C			A
Gesamt	C			C				C			C*

ST_CYPRCALC_PFLA_08 (Forst Bibra, Gipsberg, FFH-Gebiet 139 ‚Forst Bibra‘)

Fichtenforste sind/waren im Forst Bibra in größerer flächiger Ausdehnung vorhanden. Das Vorkommen am Gipsberg befindet sich in einem solchen Fichtenforst. 2012 war die Baumschicht des nordwestexponierte Fichtenbestandes licht und bewirkte einen halbschattigen Charakter. Die Strauchschicht war nur mäßig ausgeprägt. Typisch war eine mächtige Streuauflage aus Fichtennadeln auf der geringmächtigen Lössschicht über Muschelkalk. Im Winter 2012/13 wurde der Fichtenbestand durchforstet und mehrere Rückegassen querten das Vorkommen. Das anfallende Fichtenreisig wurde teils auf den Wuchsorten von *C. calceolus* abgelegt und musste nachträglich wieder entfernt werden. Aufgrund der Durchforstung und des dadurch verursachten erhöhten Lichteinfalls hat sich die Strauchschicht stark entwickelt und wirkt stark verdämmend. Im Jahr 2019 waren witterungsbedingt massive Absterbeerscheinungen im Fichtenbestand zu registrieren. Bis zur Erfassung im Jahr 2022 war der gesamte Fichtenbestand tot und teilweise umgefallen. Die Strauchschicht entwickelte sich zwischen 2019 und 2022 sehr üppig. Aufkommende Naturverjüngung sowie *Clematis vitalba* bilden aktuell dichte, dunkle Bestände. 2022 konnte die Art von ehemals sechs Stellen innerhalb des

Tab. 19: *Cypripedium calceolus*, Forst Bibra, Gipsberg, ST_PFLA_CYPRCALC_08 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	4/5/0			27/63/0				73/26/7			18/37/3
Population	C			C				B			B
Habitat	C			C				B			B
Beeinträchtigungen	C			C				C			A
Gesamt	C			C				B			B

Vorkommens nur noch an einer registriert werden. Die Zahl der Sprosse sank von 106 (2015) auf 9 (2022).

ST_CYPRCALC_PFLA_09 (Birkengruppe SW Müncheroda, FFH-Gebiet 148 ‚Schafberg und Nüssenberg bei Zscheiplitz‘)

Das Vorkommen am Schichtstufenhang am Rande der Querfurter Platte befindet sich im unteren Teil eines nordwestexponierten Hanges. Der Boden ist skelettreich und flachgründig. Der Wuchsort ist locker mit *Cornus sanguinea* verbuscht und in der Krautschicht sind typische Arten der kontinentalen Trocken- und Halbtrockenrasen zu finden (HEIN 2009). *Cypripedium calceolus* siedelt am Fundort ausschließlich in Gehölznähe, was für das Vorhandensein einer gewissen Frische und Sommerkühle spricht. Beeinträchtigt wird das kleine Vorkommen durch die großflächige, unregelmäßige Beweidung. Diese erfolgt seit Jahren zur Hauptassimilationszeit und vor der Samenreife. Dadurch werden die vorhandenen Pflanzen geschwächt (Verkürzung der Assimilationszeit) und die generative Vermehrung unterbunden. Im Erfassungsjahr 2022 konnten insgesamt nur noch 8 Sprosse, darunter keine Jungpflanzen, registriert werden. Waren es im Jahr 2012 noch 18 und im Jahr 2015 33 Sprosse, ist ab dem Jahr 2019 (9 Sprosse) ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Neben der unregelmäßigen Beweidung vor der Samenreife sind Wetterextreme (Trockenheit und Hitze) als Ursache für den dramatischen Rückgang anzusehen.

Tab. 20: *Cypripedium calceolus*, Birkengruppe SW Müncheroda, ST_PFLA_CYPRCALC_09 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil, * gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	4/4/0			0/9/0				12/15/6			10/6/2
Population	C			C				B			B
Habitat	A			A				A			B
Beeinträchtigungen	A			A				C			C
Gesamt	C*			C*				B			B

ST_CYPRCALC_PFLA_10 (Langer Berg/Klinge, N Weischütz, FFH-Gebiet 148 ‚Schafberg und Nüssenberg bei Zscheiplitz‘)

Das Vorkommen am Langer Berg, der sog. Klinge, ist landesweit eines der größten (HEIN 2010). Hier siedelt die Art auf einem nach Nordwest geneigten Steilhang eines kleinen Erosionsstailes. Den Untergrund bildet eine skelettreiche Muschelkalkkrenzina. Die Habitatfläche ist teils stark verbuscht. In der Krautschicht findet sich das typische Arteninventar der Trocken- und Halbtrockenrasen. Vegetationskundlich ist der Standort den Kontinentalen Halbtrockenrasen zuzuordnen. So finden sich auf den offenen Flächen charakteristische Arten der Gamander-Blaugras-Trockenrasen, die typisch für Kalkverwitterungsböden sind. Als Wuchsorte werden lockere Gebüsche und Gebüschränder bevorzugt. *Cypripedium calceolus* ist aber auch an offenen Stellen am Oberhang zu finden. Nutzung oder Pflege finden am Standort nicht statt. Entgegen dem landesweiten negativen Trend scheint die Population stabil zu sein. Die Anzahl der Triebe ist im Vergleich zu 2019 gleichbleibend. Bemerkenswert sind die zahlreichen Jungpflanzen, was mittelfristig auf ein Fortbestehen der Art hoffen lässt.

Aus den Tabellen der Bestandsentwicklung wird deutlich, dass sich bei fast allen Vorkommen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes ergeben hat. Einerseits sind die Ursachen dafür zwar im angepassten/veränderten FFH-Bewertungsschema zu sehen und damit methodischer Art, andererseits haben aber teils dramatische Bestandsrückgänge stattgefunden, die

Tab. 21: *Cypripedium calceolus*, Forst Bibra, Gipsberg, ST_PFLA_CYPRCALC_10 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, j – juvenil).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s/j	131/164/118			28/325/33				199/209/109			188/224/25
Population	C			C				A			B
Habitat	A			A				A			B
Beeinträchtigungen	A			A				A			C
Gesamt	B			B				A			B

auf sich verschlechternde Standortbedingungen (Trockenheit, Hitze, verringerte Belichtung) zurückzuführen sind. So ist aufgrund extremer Trockenheit in den letzten Jahren landesweit ein negativer Bestandstrend bei *Cypripedium calceolus* zu beobachten. Diese Entwicklung lässt sich auch an den untersuchten Vorkommen ablesen. Insbesondere die Gesamtsprosszahl sowie die Anzahl juveniler Sprosse können hier als Indikatoren herangezogen werden. Wurden noch im Jahr 2012 durchschnittlich 129 Sprosse je Vorkommen registriert, waren es in den Jahren 2019 nur 111 und im Jahr 2022 107. An einem Vorkommen (ST_CYPRCALC_PFLA_06) konnten 2022 keine Sprosse mehr festgestellt werden. Ähnlich prekär ist die Situation hinsichtlich des Vorhandenseins von Jungpflanzen an den Fundorten. Während 2012 noch an sieben Vorkommen juvenile Sprosse vorkamen, wurden in den Jahren 2019 und 2022 nur noch an vier Stellen Jungpflanzen gefunden. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass an den Wuchsorten von *Cypripedium calceolus* eine ausreichende mikrostandörtliche Frische für die Sicherung der Populationsstruktur und für die generative Vermehrung erforderlich ist. So sind nach DIETRICH (2005: 86) Orchideensamen generell nur kurzzeitig keimfähig, weil ihre wenigen, hyalinen Testazellen kaum Schutz vor Austrocknung gewähren. Ein weiterer entscheidender Einflussfaktor ist der Lichtgenuss. Auch hier existiert eine starke Korrelation zwischen der Belichtung des Standortes und dem Anteil juveniler Sprosse am Wuchsort (HEIN & MEYSEL 2010). Der durchschnittliche Anteil der juvenilen Sprosse beträgt bei den beiden Offenlandstandorten (ST_CYPRCALC_PFLA_09 und 10) 16 %, bei den acht Waldstandorten (ST_CYPRCALC_PFLA_01 bis 08) hingegen nur 8 %.

Als derzeit wichtigster limitierender Faktor im Verbreitungsgebiet von *C. calceolus* in Sachsen-Anhalt ist die Bodenfeuchte anzusehen. Infolge der extremen Niederschlagsdefizite der vergangenen Jahre ist die mikrostandörtliche Frische an vielen Fundorten unzureichend. Die Bedeutung dieses Standortfaktors überlagert derzeit alle anderen Standortfaktoren.

***Jurinea cyanoides* (L.) RCHB.**

Jurinea cyanoides (Abb. 5) kommt in Deutschland sowohl in der kontinentalen als auch in der atlantischen Region vor. In beiden Regionen besteht Totalzensus. Die Vorkommen in Sachsen-Anhalt werden teils der kontinentalen Region (Saaletal, Elbtal), teils der atlantischen Region (nördliches Harzvorland) zugeordnet.

Als ausdauernde Art wird *J. cyanoides* zweimal pro Berichtszeitraum erfasst. Landesspezifisch werden auch Habitatqualität und Beeinträchtigungen zweimal pro Berichtszeitraum und nicht nur einmal (entsprechend Bundesvorgabe) aufgenommen und bewertet. Einige, v. a. kleine Populationen wurden engmaschiger gezählt – sofern vorliegend, werden diese Zahlen nachfolgend mit aufgeführt.



Abb. 5: *Jurinea cyanooides* auf der Binnendüne im Mittelteil der Oranienbaumer Heide. Foto: P. Brade, 15.08.2016.

Die 20 Populationen setzen sich z. T. aus mehreren Teilpopulationen zusammen, die jeweils auch separat erfasst und bewertet werden. Die Teilpopulationen können sich nicht nur in der Populationsgröße, sondern auch hinsichtlich der Habitatausstattung sowie der Beeinträchtigungen deutlich unterscheiden. Die Bewertung der Gesamtpopulation ist dann eine Art Mittelwert, wobei gravierende Veränderungen oder Beeinträchtigungen einzelner Teilpopulation in der Gesamtbewertung überproportional Berücksichtigung fanden.

Bei den großen Vorkommen erfolgt die Erfassung der Populationsgröße (Rosettenzahl) durch Auszählen von Teilflächen und Hochrechnen. Diese z. T. sehr großen Zahlen sind einerseits beeindruckend, andererseits aber ungenauer und weniger belastbar als die durch Zählung aller Rosetten ermittelten Populationsgrößen.

Die Vorkommen von *J. cyanooides* werden seit über 10 Jahren von der Hochschule Anhalt untersucht. Im Rahmen dieser Projekte wurden und werden zahlreiche Maßnahmen umgesetzt, die von der jährlichen Mahd ausgewählter Vorkommen bis hin zu Ansiedlungen reichen. Zu den Erfolgen zählt auch die Etablierung neuer Populationen, was zur Kompensation von Verlusten beitragen kann.

Wie bereits eingangs erwähnt, begann der Erfassungsdurchgang von 2012 bereits im Jahr 2011, so dass bei *Jurinea cyanooides* durchgehend die Zeitspanne 2011–2022 in den Ergebnisübersichten für die einzelnen Vorkommen berücksichtigt ist.

ST_PFLA_JURICYAN_01 (Saaletal südlich Mücheln, FFH-Gebiet 118 ‚Porphyrkuppenlandschaft nordwestlich Halle‘)

Das Vorkommen südlich Mücheln gehört wie das auf dem Günthermannskopf in Quedlinburg zu den *Jurinea*-Vorkommen auf flachgründigen Felsstandorten, bei denen starke trockenheits-

Tab. 22: Zusammenfassende Bewertung für *Jurinea cyanoides* (atlantisch) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U1 – unzureichend, 0 – stabil, + – positiv, - – negativ).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007	FV		U1		U1		U1	U1	
2013	FV	0	FV	+	FV	0	FV	FV	sich verbessernd
2019	FV	0	FV	+	U1	-	U1	U1	sich verschlechternd

Tab. 23: Zusammenfassende Bewertung für *Jurinea cyanoides* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U1 – unzureichend, 0 – stabil, - – negativ).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007	FV		U1		FV		FV	U1	
2013	FV	-	FV	0	FV	0	FV	FV	sich verbessernd
2019	U1	-	FV	0	FV	0	FV	FV	sich verbessernd

bedingte Einbrüche der Populationsgröße zu verzeichnen sind. Die Blühtriebe sind häufig nur kümmerlich, mit einem oder wenigen Blütenköpfchen und einer geringen Zahl an fertilen Samen. Eine weitere Gemeinsamkeit mit dem Günthermannskopf ist das starke Begängnis, hier infolge der Lage am Saaleradweg an einer hinsichtlich der Aussicht sehr attraktiven Stelle.

Die Population setzt sich aus zwei Teilpopulationen zusammen, wobei das Vorkommen unterhalb des Weges auf wenige Rosetten zusammengeschmolzen ist (2019: 12 Rosetten, 2017: 5 Rosetten). Nach RAUSCHERT (zit. in HERDAM 1999) war die untere Teilpopulation Ende der 1970er Jahre sogar die größere.

Die oberhalb des Weges gelegene Teilpopulation, das heutige Hauptvorkommen, befindet sich in einem guten Pflegezustand. Zusätzlich zur i. d. R. jährlichen Beweidung erfolgen Pflegemaßnahmen seitens des *Jurinea*-Projektes der Hochschule Anhalt. Trotz des guten Flächenzustandes scheint der für *J. cyanoides* geeignete Bereich sehr begrenzt zu sein (Größe der besiedelten Fläche 2019: ca. 50 m², 2013/14: ca. 80 m²).

Tab. 24: *Jurinea cyanoides*, Saaletal südlich Mücheln, ST_PFLA_JURICYAN_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				269		510			620		267	
Rosetten fertil/steril				22/247		32/478			35/585		48/219	
Population				A		A			A		A	
Habitat				B		B			B		B	
Beeinträchtigungen				B		B			B		B	
Gesamt				B		B			B		B	

ST_PFLA_JURICYAN_02 (Lübser Heuberg, FFH-Gebiet 050 ‚Elbaue zwischen Saalemündung und Magdeburg‘)

Die Population ist die größte im Elbtal und auch landesweit eine der bedeutendsten. Nicht zuletzt stammt das Diasporenmaterial mehrerer Ansiedlungen von dieser Fläche. Die angeführten Rosettenzahlen sind durch Hochrechnen von (jährlich wechselnden) Zählflächen ermittelte Werte. Die Schwankungen dürften zu einem wesentlichen Teil methodisch bedingt sein (vgl. auch KOMMRAUS 2017). Um dieses Manko ein Stück weit zu beheben, wurden 2021 vom *Jurinea*-Projekt der Hochschule Anhalt vermarktete Zählflächen eingerichtet, als Ergänzung zu den ebenfalls vermarkteten Vegetationsaufnahmen.

Am Lübser Heuberg ist *J. cyanoides* einerseits noch in Ausbreitung begriffen (allmähliches Vordringen in bisher unbesiedelte Teilbereiche der Offenfläche), andererseits sind am südlichen und südwestlichen Rand der Offenfläche Ruderalisierungserscheinungen nicht zu übersehen, die kleinflächig schon zum Rückgang geführt haben. Ansonsten handelt es sich um eine vitale, reich fruchtende Population.

Die Defizite in der Habitatqualität (C) betreffen den geringen Offenbodenanteil (unter 10 %). Verantwortlich hierfür ist die hohe bzw. sehr hohe Deckung von Flechten, insbesondere von Strauchflechten.

Beeinträchtigungen bestehen in den schon erwähnten Ruderalisierungserscheinungen sowie in aufkommenden Gehölzen, darunter auch Robinien, die von angrenzenden Beständen in die Offenfläche vordringen.

Tab. 25: *Jurinea cyanoides*, Lübser Heuberg, ST_PFLA_JURICYAN_02 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				60.000		69.000			42.000		52.000	
Population				A		A			A		A	
Habitat				C		C			C		B	
Beeinträchtigungen				B		B			B		B	
Gesamt				B		B			B		B	

ST_PFLA_JURICYAN_03 (Sandtrockenrasen bzw. Binnendüne nördlich Gerwisch, FFH-Gebiet 050 ‚Elbaue zwischen Saalemündung und Magdeburg‘)

Die mittelgroße Population ist noch in Ausbreitung begriffen. Neben dem Hauptvorkommen gibt es mindestens zwei Vorposten bzw. Nebenvorkommen, die insofern von Bedeutung sind, als sie in anderen Teilen des Dünengeländes liegen (u. a. oben auf der Hauptdüne). Die Ausbreitung scheint allerdings langsamer zu verlaufen, als anfangs, nach Entdeckung des Vorkommens, erwartet worden war. Ursache dürfte die z. T. schon dichtrasige, zahlreiche konkurrierende Arten enthaltende Trockenrasenvegetation im Bereich des Hauptvorkommens sein. Ausdruck dessen sind ein vergleichsweise geringer Offenbodenanteil (zuletzt 10 %) und eine hohe „Krautschichtdeckung ohne *Jurinea cyanoides*“ (zuletzt 50 %).

Beeinträchtigungen bestehen im Befahren bzw. in einer Zunahme von Fahrspuren, auch auf der Habitatfläche, sowie dem unzureichenden Flächenmanagement, gemessen am Status und der naturschutzfachlichen Bedeutung der Fläche (sporadische Beweidung, Aufkommen von Gehölzen).

Tab. 26: *Jurinea cyanoides*, Binnendüne nördlich Gerwisch, ST_PFLA_JURICYAN_03 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				7.500		6.800			3.600		3.500	
Population				A		A			A		A	
Habitat				B		B			C		B	
Beeinträchtigungen				B		A			A		B	
Gesamt				B		A			B		B	

ST_PFLA_JURICYAN_04 (Sandtrockenrasen bzw. Binnendüne nördlich Gödnitz, FFH-Gebiet 050 ‚Elbaue zwischen Saalemündung und Magdeburg‘)

Die Population gehört wie die auf dem Heutrockenplatz (ST_PFLA_JURICYAN_05) zu den intensiv von der Hochschule Anhalt betreuten Vorkommen. Die Pflegemaßnahmen bestehen in einer jährlichen tiefen Mahd Ende Mai und der regelmäßigen Entfernung von Gehölzaufwuchs. Die Folge sind ein hoher Offenbodenanteil und eine niedrige „Krautschichtdeckung ohne *Jurinea cyanoides*“. 2019 wurde der Offenbodenanteil auf 30 % geschätzt, womit die Habitatqualität bzgl. aller Parameter mit ‚hervorragend‘ (A) bewertet werden konnte.

Wegen unmittelbar angrenzender Robinienbestände ist der Aufwuchs von Robinien die größte Gefährdung, was zudem eine jährliche Entnahme erfordert. Eine weitere Beeinträchtigung besteht in der fortschreitenden Ruderalisierung der angrenzenden, südwestlichen Fortsetzung der Offenfläche infolge fehlender Nutzung bzw. Pflege.

Tab. 27: *Jurinea cyanoides*, Binnendüne nördlich Gödnitz, ST_PFLA_JURICYAN_04 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				35.000		53.000			8.700		1.100	
Population				A		A			A		A	
Habitat				A		B			A		A	
Beeinträchtigungen				B		B			B		B	
Gesamt				A		B			A		A	

ST_PFLA_JURICYAN_05 (Heutrockenplatz der Schöneberger Wiesen nordwestlich von Steckby)

Die Population ist eine der vom *Jurinea*-Projekt der Hochschule Anhalt intensiver betreuten Vorkommen. Infolge der i. d. R. jährlichen tiefen Mahd Ende Mai sind der Pflegezustand gut und der Offenbodenanteil vergleichsweise hoch. Allerdings ist die Geländesituation (Waldlichtung) nicht in jeder Hinsicht optimal, so dass regelmäßige Pflegemaßnahmen nötiger als bei anderen Vorkommen sind (durch Beschattung geförderte Vermoosung, Eintrag von Kiefernstreu sowie Aufkommen von Kiefernflug). In den letzten Jahren waren außerdem abgestorbene Kiefern in die Fläche gekippt, die mittlerweile beseitigt sind.

Das heutige Vorkommen geht auf zwei (erfolgreiche) Wiederansiedlungsversuche zurück, wobei das Diasporenmaterial jeweils vom Lübser Heuberg stammte (vgl. KOMMRAUS 2017).

Tab. 28: *Jurinea cyanoides*, Heutrockenplatz der Schöneberger Wiesen, ST_PFLA_JURICYAN_05 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				6.000		5.284			1.900		1.436	
Population				A		A			A		A	
Habitat				B		B			B		A	
Beeinträchtigungen				B		B			B		B	
Gesamt				B		B			B		A	

ST_PFLA_JURICYAN_06 (Mühlberg nordöstlich von Steckby)

Die heutige Population geht auf die Wiederansiedlung im Winter 2010/2011 zurück, wobei das Diasporenmaterial vom Lübser Heuberg stammt (vgl. KOMMRAUS 2017). Mit der Ansiedlung war die Schaffung einer Rohbodenfläche verbunden, auf der die Früchte ausgebracht wurden. Die Fläche wurde von *Jurinea* besiedelt, verbunden mit einer starken Zunahme der Rosettenzahl. Eine Ausbreitung über diese Fläche hinaus hat bisher aber nicht stattgefunden, trotz grundsätzlich geeignet erscheinender Verhältnisse.

Aktuelle Entwicklungen betreffen die Veränderung der Begleitvegetation, indem *Corynephorus canescens*, noch 2016 vertreten, weitgehend von *Carex arenaria* verdrängt worden ist. So sind in Teilen der Ansiedlungsfläche dichte *Carex arenaria*-Rasen entstanden, die auch die weitere Entwicklung von *J. cyanoides* beschränken. Als Gegenmaßnahme wird die Fläche seit 2020 mit Pferden beweidet. Die Beweidung erstreckt sich über den gesamten südwestlichen Mühlberg und könnte im Idealfall eine Vergrößerung des von *Jurinea* besiedelten Areals bewirken.

Die Besiedlung der 2010/2011 geschaffenen Ansiedlungsfläche ist auch an der Abnahme des Offenbodenanteils bei gleichzeitiger Zunahme der „Krautschichtdeckung ohne *Jurinea cyanoides*“ ablesbar.

Tab. 29: *Jurinea cyanoides*, Mühlberg Steckby, ST_PFLA_JURICYAN_06 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022 (* gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				15.000			21.000			16.000		1.600
Population				A			A			A		A
Habitat				B			B			A		A
Beeinträchtigungen				B			B			B		B
Gesamt				B			B			B*		C*

ST_PFLA_JURICYAN_07 (Steinbruch [Sandgrube] Rümken westlich Westerhausen im FFH-Gebiet 086 ‚Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg‘)

Das Vorkommen umfasst zwei Teilpopulationen, die sich standörtlich stark voneinander unterscheiden. Die größere, weiter nordwestlich gelegene, besiedelt einen Teil der noch sehr offenen, wenig festgelegten Abbauwand. Die Habitatqualität kann hier bzgl. aller drei Parameter mit A bewertet werden (sowohl 2017 als auch 2019). Die untere, kleinere Teilpopulation auf der Sohle bzw. am Rand der Sandgrube weist einen deutlich geringeren Offenbodenanteil auf und ist stärker vom gestörten Umfeld betroffen (u. a. Ablagerung von Gartenabfällen).

In den letzten Jahren scheint es bei beiden Teilpopulationen zu einer deutlichen Zunahme von Eutrophierungs- und Störzeigern gekommen zu sein („Ruderalisierungsschub“ nach der Trockenheit 2018, Verschlechterung der Beeinträchtigungen zu C).

Der 2019 zu verzeichnende Rückgang der Populationsgröße resultiert aus einer deutlichen Abnahme der Rosettenzahl der unteren Teilpopulation (Rückgang auf etwa ein Drittel gegenüber 2017). Die Fläche wird aktuell relativ spät im Jahr gemäht. Mit Blick auf das stärker ruderalisierte Umfeld wäre eine frühere Nutzung wünschenswert; ideal wäre eine jährliche Beweidung des gesamten Bereichs.

Tab. 30: *Jurinea cyanoides*, Steinbruch Rümken, ST_PFLA_JURICYAN_07 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				555		737			470		540	
Rosetten fertil/steril				117/438							331/209	
Population				A		A			A		A	
Habitat				B		B			B		B	
Beeinträchtigungen				C		B			B		B	
Gesamt				B		B			B		B	

ST_PFLA_JURICYAN_08 (FND ‚Hirtenwiese‘ westlich Westerhausen, FFH-Gebiet 086 ‚Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg‘)

Der Wuchsort liegt am Rand des Sandgruben-Geländes in einem kleinflächig gut erhaltenen Sandtrockenrasen, der in ein stärker ruderalisiertes Umfeld eingebettet ist. Trotz der geringen Größe erscheint der Bestand vital, so war 2019 der Anteil fertiler Triebe mit reifen Diasporen hoch.

Obwohl in den letzten Jahren einzelne Kiefern und stark beschattende Äste entnommen wurden, kommt es auf der Fläche nach wie vor zum starken Eintrag von Kiefernstreu (Nadeln, Zapfen). Die Verbesserung der Habitatstruktur (2019 gegenüber den Vorjahren) resultiert aus einer dennoch leichten Zunahme des Offenbodenanteils.

Als größtes Defizit erscheint das gestörte Umfeld, das auch die Möglichkeiten für eine Entwicklung und Vergrößerung der Population einschränkt. So reicht der Wuchsort bis in eine angrenzende, eingezäunte Sanddorn-Kultur (in HERDAM 1999 noch Spargelanbau), was 2019 als „bestandsbedrohende Nutzung“ gewertet wurde (daher Beeinträchtigungen C).

Tab. 31: *Jurinea cyanoides*, FND ‚Hirtenwiese‘, ST_PFLA_JURICYAN_08 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt	111			119		129			216		219	
Rosetten fertil/steril	8/103			76/43		69/60			25/191		91/128	
Population				B		A			A		A	
Habitat				B		C			C		B	
Beeinträchtigungen				C		B			B		B	
Gesamt				B		B			B		B	

ST_PFLA_JURICYAN_09 (Dalgenberg nordwestlich Westerhausen, FFH-Gebiet 086 ‚Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg‘)

Die Population besteht aus vermutlich nur drei Pflanzen, die eine jährlich schwankende Zahl an Rosetten und fertilen Trieben bilden. In trockenen Sommern kann die Zahl fertiler Triebe sehr gering sein bzw. können die Blühtriebe vertrocknen, ohne fertile Diasporen zu bilden. Letzteres war 2018 und 2019 der Fall, weshalb der ‚Zustand der Population‘ 2019 mit C bewertet und die Gesamtbewertung auf C abgewertet wurde (wenige Pflanzen, keine Reproduktion). 2021 wurden hingegen wieder fertile Diasporen gebildet.

Trotz der kleinflächig günstigen Vegetationsstruktur (hoher Offenbodenanteil, geringe Deckung anderer Arten) und einer jährlichen Mahd ist eher eine Stagnation als eine Entwicklung im Sinne einer Zunahme festzustellen. Ursache dürfte die Wurzelkonkurrenz der nur wenige Meter entfernt stehenden Eichen und Kiefern sein. Zu beobachten ist ferner eine starke sommerliche Aufheizung der Fläche. Versuche, die generative Verjüngung durch die gezielte Ausbringung von Diasporen zu unterstützen, blieben bisher ohne Erfolg (KOMMRAUS 2017, GRÜNHAGE 2022 mdl.). Die 2019 bessere Bewertung der Habitatqualität resultiert aus einem höher geschätzten Rohbodenanteil.

Tab. 32: *Jurinea cyanoides*, Dalgenberg, ST_PFLA_JURICYAN_09 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022 (* gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt		22	29	40		49			43		37	
Rosetten fertil/steril		0/22	21/8	1/39		20/29			10/33		13/24	
Population				C		B			B		B	
Habitat				A		C			C		B	
Beeinträchtigungen				B		B			B		B	
Gesamt				C*		B			B		B	

ST_PFLA_JURICYAN_10 (östlicher Hügel südlich des Königsteins nordwestlich Westerhausen, FFH-Gebiet 086 ‚Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg‘)

Das seit Jahren sehr kleine Vorkommen dürfte vor dem Erlöschen stehen. 2018 konnten an drei Stellen noch 6 Blühtriebe gefunden werden. Nachdem zwei der Pflanzen den trockenen Sommer 2018 nicht überlebt haben, war 2019 und 2020 noch eine Pflanze mit drei Rosetten vorhanden, 2021 mit zwei Blühtrieben, die aber ohne fertile Samen blieben.

Der Rückgang ist insofern nicht überraschend, als es sich beim Wuchsort um einen dichten Trockenrasen mit viel *Carex humilis* und *Filipendula vulgaris* handelt. Es herrscht der Eindruck, dass der Bereich seine Eignung für *J. cyanoides* verloren hat. Diese Entwicklung war auch durch gezielte Pflegemaßnahmen (tiefe Mahd, Freistellung des Wuchsortes) nicht aufzuhalten oder rückgängig zu machen. Zu berücksichtigen sind hierbei auch die genetische Verarmung und die daraus folgende verminderte Fitness sehr kleiner Populationen.

ST_PFLA_JURICYAN_11 (FND ‚Trog‘ nordwestlich Quedlinburg, FFH-Gebiet 086 ‚Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg‘)

Die Population im FND ‚Trog‘ zeichnet sich durch sehr günstige Rahmenbedingungen aus; mit der derzeit praktizierten straffen Beweidung hebt sich das Gebiet von allen anderen *Jurinea*-Vorkommen im Harzvorland ab. Die sommerliche Beweidung hat zwar einen Verbiss der

Tab. 33: *Jurinea cyanoides*, Hügel südlich des Königsteins, ST_PFLA_JURICYAN_10 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt	3	2	3	3	6		11			13		11
Rosetten fertil/steril	0/3	2/0	0/3	0/3	6/0		1/10			3/10		2/9
Population				C			B			B		C
Habitat				C			C			C		C
Beeinträchtigungen				C			C			C		B
Gesamt				C			C			C		C

fertilen Triebe zur Folge, insgesamt überwiegen aber die positiven Weideeffekte. Ideal wäre ein jährlich wechselnder bzw. alternierender Beweidungszeitpunkt mit Weidegängen auch im Frühjahr oder Frühsommer, außerhalb der Blütezeit von *J. cyanoides*.

Die Kombination aus starker Beweidung und sommerlicher Austrocknung kann ein drastisches Erscheinungsbild zur Folge haben. 2019 war neben einer deutlichen Erhöhung des Offenbodenanteils auch eine Vergrößerung der von *Jurinea* besiedelten Fläche zu verzeichnen. Die bessere Bewertung der Habitatqualität geht aber auf einen höher geschätzten Rohbodenanteil zurück. Der 2019 etwas schlechtere ‚Zustand der Population‘ (B statt A) kommt auch durch einen veränderten, angehobenen Schwellenwert zustande (auf ≥ 250 Rosetten).

Tab. 34: *Jurinea cyanoides*, FND ‚Trog‘, ST_PFLA_JURICYAN_11 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				194			207			218		257
Rosetten fertil/steril				102/92			33/174			129/89		47/210
Population				B			A			A		A
Habitat				B			C			C		C
Beeinträchtigungen				B			B			B		B
Gesamt				B			B			B		B

ST_PFLA_JURICYAN_12 (Kleiner Lehof nördlich Quedlinburg, FFH-Gebiet 086 ‚Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg‘)

Das Vorkommen am Kleinen Lehof umfasst zwei Teilpopulationen, eine an schwer zugänglicher Stelle auf dem Felspfeiler, die zweite an dessen Fuß. Diese zweite Teilpopulation geht auf 2015 begonnene Ansiedlungsversuche zurück (vgl. KOMMRAUS 2017). In den Folgejahren wurde weiteres Diasporenmaterial eingebracht, zuletzt im Herbst 2021. Die wenigen überlebenden Pflanzen wurden sowohl 2017 als auch 2019 nicht als etablierte, sich reproduzierende Population angesehen, weshalb der Gesamtzustand gutachterlich abgewertet wurde. Die Rosettenzahl der Teilpopulation auf dem Pfeiler hat vor allem zwischen 2014 und 2017 vermutlich trockenheitsbedingt dramatisch abgenommen (Rückgang von 195 Rosetten [2014] auf 6 Rosetten [2017]).

In nachfolgender Tabelle überlagern sich die Entwicklungen, indem es von 2014 zu 2017 eine Zunahme der Rosettenzahl durch die 2015 begonnene Ansiedlung gibt, die den Einbruch der oberen, auf dem Pfeiler siedelnden Population überdeckt.

Tab. 35: *Jurinea cyanooides*, Kleiner Lehof, ST_PFLA_JURICYAN_12 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022 (* gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				58		310			195		430	
Population				C		A			A		A	
Habitat				A		B			B		A	
Beeinträchtigungen				B		B			B		B	
Gesamt				C*		C*			B		B	

ST_PFLA_JURICYAN_13 (Hammwarte am nördlichen Rand von Quedlinburg, FFH-Gebiet 086 ‚Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg‘)

Die Population setzt sich aus dem Hauptvorkommen und zwei Vorposten bzw. Nebenvorkommen zusammen. Der Vorposten am Oberhang konnte 2019 bestätigt werden (eine vitale Pflanze mit 27 Rosetten, darunter eine fertile), der Vorposten westlich des Hauptvorkommens hingegen nicht (2018 mutmaßlich vertrocknet, nachdem im Juli 2018 an der betreffenden Stelle noch eine welke Rosette zu finden war).

Die „starken“ Beeinträchtigungen (C) bestehen in einer trotz des jährlichen Rückschnitts hohen Deckung von Gehölzen und Sukzessionszeigern, die letztlich Ausdruck der wenig günstigen Rahmenbedingungen sind. 2019 wurden das gestörte Umfeld sowie die Waldnutzung der Fläche als weitere „starke“ Beeinträchtigungen gewertet (u. a. starke Präsenz von Robinien im Umfeld der Fläche). Die genannten Beeinträchtigungen überdecken die in anderer Hinsicht bzgl. *Jurinea* sehr günstigen Verhältnisse: die durch Felsen aufgelockerte, lückige Vegetation und das Vorhandensein konkurrenzarmer „Schutzstellen“ zwischen den Felsen. 2018 fiel das Vorhandensein fertiler Diasporen auf, während viele andere Populationen trockenheitsbedingt keine solchen ausbildeten.

Tab. 36: *Jurinea cyanooides*, Hammwarte, ST_PFLA_JURICYAN_13 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				145			195			200		194
Rosetten fertil/steril				7/138			13/182			54/146		12/182
Population				B			A			A		A
Habitat				B			B			B		B
Beeinträchtigungen				C			C			C		C
Gesamt				B			B			B		B

ST_PFLA_JURICYAN_14 (Günthermannskopf in Quedlinburg, FFH-Gebiet 086 ‚Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg‘)

Der Zustand des Günthermannskopfes konnte in den letzten Jahren durch Pflegemaßnahmen stark verbessert werden (Zunahme des Offenbodenanteils, Rückgang der Krautschichtdeckung). Die Pflegemaßnahmen wurden durch den Landkreis Harz und das *Jurinea*-Projekt der Hochschule Anhalt umgesetzt. Aus der Lage im Siedlungsbereich ergibt sich dennoch eine Reihe limitierender Faktoren, wie der Ausschluss einer Weidenutzung. Die aus dem Begängnis der Kuppe resultierenden Beeinträchtigungen halten sich hingegen in Grenzen.

Während andere Trockenrasenarten auf den verbesserten Zustand positiv reagiert haben, ist eine vergleichbare Reaktion bei *Jurinea* bisher nicht zu erkennen. Eine Ursache dürfte der flachgründige, in Trockenperioden stark austrocknende Felsstandort sein (vergleichbar südlich Mücheln). Auffällig sind die überwiegend kümmerlichen und daher nur wenige Diasporen bildenden Blühtriebe. Auch der starke Rückgang von 2017 zu 2019 dürfte trockenheitsbedingt sein (2018/2019). Dieser Rückgang betrifft v. a. die Rosettenzahl, weniger die besiedelte Fläche.

Tab. 37: *Jurinea cyanoides*, Günthermannskopf, ST_PFLA_JURICYAN_14 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt	70	95		75		190			316		248	
Rosetten fertil/steril	12/58	29/66		15/60		34/156			51/265		100/148	
Population				B		A			A		A	
Habitat				B		B			B		B	
Beeinträchtigungen				B		B			B		B	
Gesamt				B		B			B		B	

ST_PFLA_JURICYAN_15 (Großer Thekenberg, FFH-Gebiet 084 ‚Harslebener Berge und Steinholz nordwestlich Quedlinburg‘)

Die Population setzt sich aus sieben Teilpopulationen zusammen und erstreckt sich über eine Länge von ca. 400 m. Die Teilpopulationen unterscheiden sich nicht nur in der Größe und Ausdehnung, sondern auch hinsichtlich der Begleitvegetation sowie der Lage am Hang. Hervorzuheben sind die drei westlichen, nah beieinander liegenden Teilpopulationen, auf die der Großteil des Gesamtbestandes entfällt. Merkmale dieser drei Teilpopulationen sind die sehr exponierte Lage und die z. T. durch die Wuchsorte verlaufenden Motocross-Spuren, die neben der Schädigung auch einen partiell hohen Offenbodenanteil zur Folge haben.

Die Population am Großen Thekenberg ist die bedeutendste des Harzvorlandes und eine der wenigen mit einer langfristigen Perspektive, eine jährliche straffe Beweidung vorausgesetzt. Einzelne Teilpopulationen haben in den letzten Jahren stark abgenommen (15.4 ‚Kammweg Ost‘) bzw. sind mutmaßlich erloschen (15.3 ‚Mittelhang‘). Aktuelle Defizite bestehen in der langjährigen Unterbeweidung sowie dem erwähnten Befahren (Motocross), das die größte Teilpopulation unmittelbar betrifft und 2019 als „bestandsbedrohende Nutzung“ gewertet wurde.

2022 wurde die sehr exponierte Teilpopulation ‚Kammweg West‘ (15.5) gezählt, um den Folgen der niederschlagsarmen Witterung nachzugehen. Interessanterweise war zwar die Zahl fertiler Triebe deutlich geringer als 2019 (13 gegenüber 67), die Gesamtzahl der Triebe aber höher (180 gegenüber 152).

ST_PFLA_JURICYAN_16 (Kleiner Thekenberg, FFH-Gebiet 084 ‚Harslebener Berge und Steinholz nordwestlich Quedlinburg‘)

Das mutmaßlich erloschene Vorkommen, gelegen am westlichen Ende der Harslebener Berge, wurde letztmalig im Jahr 2011 nachgewiesen (4 Rosetten, F. KOMMRAUS). 2018, 2019 und 2020 wurde intensiv nachgesucht, wobei der ehemalige Wuchsort anhand der vermarkten Vegetationsaufnahme gut lokalisiert werden konnte. Allerdings konnte das Vorkommen schon bei den Monitoring-Durchgängen 2013 und 2016 nicht mehr bestätigt werden (vgl. KOMMRAUS 2017).

Tab. 38: *Jurinea cyanoides*, Großer Thekenberg, ST_PFLA_JURICYAN_15 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				1.912			1.832			3.242		3.331
Population				A			A			A		A
Habitat				B			B			B		B
Beeinträchtigungen				C			A			A		A
Gesamt				B			A			A		A

Beim ehemaligen Wuchsort handelt es sich um einen saumartigen, von Kiefernwald umgebenen Sandtrockenrasen. Charakteristisch ist ein sehr geringer Offenbodenanteil (5 %), verursacht durch einen massiven Eintrag an Nadelstreu. Mit Blick auf die ungünstige Gesamtsituation (saumartiger Trockenrasen-Rest ohne Nutzung oder Pflege) ist das Erlöschen wenig verwunderlich.

Tab. 39: *Jurinea cyanoides*, Kleiner Thekenberg, ST_PFLA_JURICYAN_16 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022 (** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				0			0			0		4
Population				C**			C**			C**		C
Habitat				C			C			C		B
Beeinträchtigungen				C			C			C		C
Gesamt				C**			C**			C**		C

ST_PFLA_JURICYAN_17 (Petersberge am Steinholz, FFH-Gebiet 084 ‚Harslebener Berge und Steinholz nordwestlich Quedlinburg‘)

Das Vorkommen, das sich aus zwei Teilpopulationen zusammensetzt, gehört zu denen, die durch günstige Rahmenbedingungen, wie ein wenig gestörtes Umfeld und eine ausreichende Flächengröße, eine langfristige Perspektive haben. Die 2019 schlechtere Bewertung des Parameters ‚Zustand der Population‘ kommt allein durch veränderte, angehobene Schwellenwerte zustande.

Um die Auswirkungen der sehr niederschlagsarmen Witterung zu dokumentieren, wurde *Jurinea* im September 2022 gezählt, mit dem überraschenden Ergebnis einer deutlichen Zunahme der Rosettenzahl gegenüber den Vorjahren (2016/2019). Die geringere Zahl fertiler Triebe war zu erwarten und Anlass der Zählung. Die Zunahme könnte auch eine Folge der Mahd der Fläche sein, umgesetzt durch das *Jurinea*-Projekt der Hochschule Anhalt. Der Flächenzustand konnte dadurch stark verbessert werden. Die zwischenzeitliche Ziegenbeweidung hat in den letzten Jahren hingegen nicht mehr stattgefunden.

ST_PFLA_JURICYAN_18 (Weinberg Ost am nordöstlichen Rand von Blankenburg/Harz)

Die Population geht auf die gezielte Ansiedlung von *Jurinea* im Winter 2009/2010 auf einer durch Aufschüttung entstandenen Rohbodenfläche zurück (vgl. KOMMRAUS 2017). Nach starker Zunahme dürfte die Population allmählich ihre maximale Größe erreicht haben. Zwar sind Teile der Böschung (Nordostende, Westseite) noch unbesiedelt, allerdings nehmen auch an-

Tab. 40: *Jurinea cyanoides*, Petersberge am Steinholz, ST_PFLA_JURICYAN_17 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt	285			182			182			249		249
Rosetten fertil/steril	34/251			62/120			44/138			157/92		22/227
Population				B			A			A		A
Habitat				B			B			C		B
Beeinträchtigungen				B			B			A		B
Gesamt				B			B			B		B

dere, konkurrierende Arten zu. Die Deckung übriger Arten ist immer noch gering, allerdings wurde die „Krautschichtdeckung ohne *Jurinea cyanoides*“ 2019 auf 20 % und damit schon doppelt so hoch wie 2016 geschätzt.

Die „starken“ Beeinträchtigungen (C) resultieren aus der relativ hohen Deckung von Eutrophierungs- und Störzeigern (zuletzt knapp > 10 %), wobei auch halbruderale Arten wie *Daucus carota* und *Picris hieracioides* gewertet wurden.

Die weitere Entwicklung der Fläche wird davon abhängen, ob eine Beweidung erfolgen kann. Diese sollte dann auch das Umfeld einbeziehen.

Tab. 41: *Jurinea cyanoides*, Weinberg Ost, ST_PFLA_JURICYAN_18 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022 (* gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				70.000			60.000			7.100		1.900
Population				A			A			A		A
Habitat				A			A			A		A
Beeinträchtigungen				C			C			C		C
Gesamt				B			B			B		C*

ST_PFLA_JURICYAN_19 (Oranienbaumer Heide Süd, FFH-Gebiet 168 ‚Mittlere Oranienbaumer Heide‘)

Das sich aus zwei Teilpopulationen zusammensetzende Vorkommen geht auf die gezielte Einbringung von *Jurinea* in die Weidelandschaft der Oranienbaumer Heide zurück. Die beiden Ansiedlungen erfolgten in den Winterhalbjahren 2011/2012 und 2012/2013 mit vom Lübser Heuberg stammenden Diasporen (vgl. KOMMRAUS 2017).

Ansiedlungsfläche war eine flache Binnendüne im Mittelteil der Oranienbaumer Heide, deren Erscheinungsbild von der aktuellen Weidenutzung (extensive Ganzjahresbeweidung mit Heckrindern und Koniks sowie zusätzlichen Gehölzentnahmen) bestimmt wird.

Die Rosettenzahl hat während weniger Jahre stark zugenommen, wofür vor allem eine starke vegetative Vermehrung verantwortlich sein dürfte. Die Bildung zahlreicher Wurzelsprosse scheint eine Reaktion auf Tritt und Bodenstörungen durch die Weidetiere zu sein; eine derart starke ‚vegetative Reaktion‘ ist bei keiner anderen *Jurinea*-Population in Sachsen-Anhalt zu beobachten.

Die 2019 deutlich bessere Bewertung kommt durch den Rückgang der „Krautschichtdeckung ohne *Jurinea cyanoides*“ und die Annahme einer etablierten, sich auch generativ vermehren-

den Population zustande. Letzteres war 2016 noch nicht sicher zu sagen, weshalb insgesamt gutachterlich abgewertet wurde (vgl. KOMMRAUS 2017).

Tab. 42: *Jurinea cyanoides*, Oranienbaumer Heide Süd, ST_PFLA_JURICYAN_19 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022 (* gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				5.154			598		98			
Rosetten fertil/steril							196/402		2/96			
Population				A			A		B			
Habitat				A			B		B			
Beeinträchtigungen				B			B		A			
Gesamt				A			C*		C*			

ST_PFLA_JURICYAN_20 (Oranienbaumer Heide Nord, FFH-Gebiet 168 ‚Mittlere Oranienbaumer Heide‘)

Die junge, noch in Ausbreitung begriffene Population geht auf die gezielte Einbringung von *Jurinea* in die Weidelandschaft der Oranienbaumer Heide zurück. Das Erscheinungsbild der Fläche ist von der aktuellen Weidenutzung (extensive Ganzjahresbeweidung mit Heckrindern und Koniks, zusätzliche Gehölzentnahmen) sowie von der früheren militärischen Nutzung (nachhaltige Reliefveränderungen) geprägt. Die Ansiedlung erfolgte im Winterhalbjahr 2011/2012 mit vom Lübser Heuberg stammenden Diasporen (vgl. KOMMRAUS 2017).

Die Unterschiede in der Bewertung (2019 gegenüber 2016) resultieren aus dem Rückgang der „Krautschichtdeckung ohne *Jurinea cyanoides*“ und der Annahme einer etablierten, sich auch generativ vermehrenden Population. Letzteres war 2016 noch nicht sicher zu sagen, weshalb insgesamt gutachterlich abgewertet wurde (vgl. KOMMRAUS 2017).

Tab. 43: *Jurinea cyanoides*, Oranienbaumer Heide Nord, ST_PFLA_JURICYAN_20 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2011–2022 (* gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011
Rosetten gesamt				561			112		36			
Rosetten fertil/steril				97/464			27/85		3/33			
Population				A			A		B			
Habitat				A			B		B			
Beeinträchtigungen				B			B		B			
Gesamt				A			C*		C*			

Aufgrund des Pioniercharakters und des hohen Regenerationsvermögens kann *Jurinea cyanoides* durch gezielte Pflegemaßnahmen (tiefe Mahd; straffe, Offenboden schaffende Beweidung) vergleichsweise gut gefördert werden, sofern die Rahmenbedingungen nicht zu ungünstig sind (z. B. auf flachgründigen Felsstandorten durch Zunahme von Trockenperioden). Grundsätzlich sollte nicht die Erhaltung des Status quo, sondern eine Förderung und Verbesserung angestrebt werden. Problematisch sind insbesondere sehr kleine Populationen sowie Vorkommen mit kaum erweiterbarer Habitatfläche.

Bei mehreren Populationen ist eine Beweidung aus unterschiedlichen Gründen weitgehend ausgeschlossen (Lage, Umfeld, Flächengröße). Andererseits bedeutet eine Beweidung nicht, dass die gewünschten Weideeffekte auch eintreten (z. B. Harslebener Berge). In diesen Fällen muss nachgepflegt oder das Weidemanagement verändert werden. Ein weiteres Problem ist unzureichendes Flächenmanagement hinsichtlich aufkommender Robinien. Das betrifft auch Populationen wie den Lübser Heuberg, wo das Problem aktuell noch beherrschbar ist, absehbar aber größer werden wird.

Die Zählungen zeigen, dass die Rosettenzahl und insbesondere die Zahl fertiler Triebe von Jahr zu Jahr stark schwanken können. Die starken Schwankungen kommen auch durch die Zählung von Rosetten (und nicht ‚Pflanzen‘) zustande. Veränderungen der Rosettenzahl können eine Veränderung der Individuenzahl bedeuten, diese aber auch überdecken. Insofern sind die Abgrenzung der Wuchsorte, die separate Erfassung von Vorposten und Teilpopulationen sowie vermarktete Vegetationsaufnahmen und Zählflächen wichtige Ergänzungen zur Dokumentation der Bestandsentwicklung.

Lindernia procumbens (KROCK.) BORBÁS

Lindernia procumbens (Abb. 6) kommt in Deutschland nur in der kontinentalen Region vor und ist je Monitoringperiode zwei Mal mit jeweils dreimaliger Kontrolle zu erfassen. Es besteht Totalzensus. Der einzige Fundort der Art unmittelbar in Nachbarschaft des ehemaligen Vorkommens von *Coleanthus subtilis* an der NO-Böschung des Bleddiner Dorfteiches wurde wie dieser intensiver als nach Bundesvorgabe, d. h. jährlich dreimal kontrolliert und zwar i. d. R. bereits Anfang Juni, ca. Mitte August sowie Mitte/Ende September/Anfang Oktober. Auch Habitatqualität und Beeinträchtigungen wurden nicht nur einmal pro Berichtszeitraum (Bundesvorgabe), sondern jährlich erfasst.

Tab. 44: Zusammenfassende Bewertung für *Lindernia procumbens* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U1 – unzureichend, U2 – schlecht, XX – unbekannt, 0 – stabil, – – negativ).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007	U1		FV		XX		U1	U1	
2013	U1	0	XX	-	XX	0	XX	U1	unbekannt
2019	U2	0	U1	0	U1	0	XX	U2	stabil

ST_LINDPROC_PFLA_01 (Dorfteich Bleddin, FFH-Gebiet 073 ‚Elbaue zwischen Griebö und Prettin‘)

Lindernia procumbens konnte während der Untersuchungsperiode nur 2015 mit ca. 40 Exemplaren auf der seinerzeit vegetationsarmen bis -freien NO-Böschung des Bleddiner Dorfteiches gefunden werden (KRUMBIEGEL 2015). Schon im Folgejahr hatten sich die Standortbedingungen für *L. procumbens* drastisch verschlechtert, da die Böschung stark mit *Agrostis stolonifera* zugewachsen war, was auch in den Folgejahren wesentlich dafür verantwortlich war, dass offene, von Nanocyperion-Arten besiedelbare Stellen auf der Böschung nicht oder kaum vorkamen. Neben der lebenden Vegetation wirkte auch der teils dichte Filz aus abgestorbener Biomasse der Flutrasen- und Röhrichtarten stark verdämmend. Selbst wenn der Wasser-



Abb. 6: *Lindernia procumbens* am Bleddiner Dorfteich. Foto: A. Krumbiegel, 10.10.2015.

spiegel des Dorfteiches über den Sommer sehr stark zurückgegangen war, wie z. B. 2017 und 2018, wurden auf dem dann offenen nassen Schlamm kaum oder keine Nanocyperion-Arten gefunden. Im Jahr 2019 hatten sich infolge dessen dann u. a. *Agrostis stolonifera* und *Alopecurus geniculatus* noch stärker auf die im Vorjahr offenen Stellen ausgebreitet und damit die Bedingungen für *L. procumbens* weiter verschlechtert. Ebenso ungeeignet war aus diesem Grund der Fundort auch 2022.

Ob das Auftreten von *L. procumbens* 2015 mit dem Elbehochwasser von 2013 und der Durchströmung des Bleddiner Dorfteiches zusammenhängt, lässt sich nicht mit Bestimmtheit sagen. Möglicherweise erfolgte dabei eine Abrasion der flachen Böschung, in der sich über lange Zeit keimfähige Diasporen befunden haben können. Außerdem herrschte über längere Zeit

Tab. 45: *Lindernia procumbens*, Bleddin, ST_PFLA_LINDPROC_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (k. N. – kein Nachweis, * gutachterliche Abwertung, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
Population	C**	C**	C**	C**	C**	k. N.	k. N.	B	k. N.	k. N.	k. N.
Habitat	C	C	C	C	A			A			
Beeinträchtigungen	C	C	C	C	C			A			
Gesamt	C**	C**	C**	C**	C**			B*			

starkes Niedrigwasser. Im selben Jahr wurde die Art auch an anderen Stellen, allerdings am unmittelbaren Elbufer, bei Mühlberg in Brandenburg (HANSPACH 2017) und an mehreren Stellen in Nebengewässern an der Oberelbe in Sachsen (P. Kneis, mdl. Mitt. 2015) gefunden. Im Unterschied zu *Coleanthus subtilis*, der in unmittelbarer Nachbarschaft zum Vorkommen von *L. procumbens* ebenfalls ein früheres Vorkommen besaß, aber nicht nachgewiesen wurde, trat *L. procumbens* spontan, d. h. ohne jegliches Management auf. Hierfür dürften kleinräumige Standortunterschiede verantwortlich sein.

***Liparis loeselii* (L.) RICH.**

Liparis loeselii (Abb. 7) kommt in Deutschland in allen drei biogeografischen Regionen vor. Die atlantische Region unterliegt dem Totalzensus. Hierzu gehört die ‚Hammelwiese‘ im Hellsunger Bruch. Für die kontinentale Region wurde Sachsen-Anhalt vom Bund keine Stichprobe zugewiesen.

Als Knollengeophyt gehört *L. loeselii* zu den ausdauernden Arten, die aufgrund morphologischer Besonderheiten (sehr flach wurzelnd) besonders anfällig auf Umweltveränderungen und Witterungsereignisse reagiert. Deshalb wurde die Bundesvorgabe (zweimalige Erfassung im Berichtszeitraum) für die beiden Vorkommen ‚Hammelwiese‘ und ‚Schlangenspring‘ landesspezifisch durch eine jährliche Untersuchung ergänzt. Der Aufnahmetermin orientiert sich am Blühzeitpunkt ab Anfang Juni. Zwar ist die Art zur Fruchtreife im August an den sich gelblich verfärbenden Samenkapseln gut erkennbar, jedoch behindert die meist höhere Be-

gleitvegetation das Auffinden (insbesondere der sterilen und juvenilen Individuen).

Ergänzend zu den Bundesvorgaben wird auf Landesebene zusätzlich bei der Anzahl der Sprosse zwischen fertil, steril (adult) und juvenil unterschieden sowie der prozentuale Anteil der Jungpflanzen an den sterilen Individuen ermittelt. Bei der Habitatqualität wird außerdem die Feldschichthöhe gemessen. Habitat und Beeinträchtigungen werden darüber hinaus nicht nur einmalig pro Berichtszeitraum, sondern bei jeder Erhebung erfasst.



Abb. 7: *Liparis loeselii* entlässt die Diasporen erst in den Wintermonaten, Lkrs. Barnim. Foto: F. Meysel, 13.02.2009.

Tab. 46: Zusammenfassende Bewertung für *Liparis loeselii* (atlantisch) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U1 – unzureichend, XX – unbekannt, 0 – stabil, + – positiv).

Jahr	Verbreitungs- gebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunfts- sichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007	FV		FV		FV		U1	U1	
2013	FV	0	FV	0	FV	0	U1	U1	stabil
2019	FV	0	FV	+	FV	0	XX	FV	unbekannt

Tab. 47: Zusammenfassende Bewertung für *Liparis loeselii* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U1 – unzureichend, U2 – schlecht, XX – unbekannt, + – positiv, - – negativ, -- – stark abnehmend).

Jahr	Verbreitungs- gebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunfts- sichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007	XX		U1		U1		U1	U1	
2013	FV	+	FV	+	FV	+	U1	U1	sich verschlechternd
2019	U2	-	U2	--	U2	--	U2	U2	sich verschlechternd

ST_PFLA_LIPALOES_01 (,Hammelwiese', FFH-Gebiet 087 ,Kalkflachmoor im Helsunger Bruch')

Im Betrachtungszeitraum zwischen 2012 und 2022 konnte *L. loeselii* alljährlich auf der ,Hammelwiese' bestätigt werden. Infolge der seit mehreren Jahrzehnten erfolgenden Biotoppflege, die seit ca. 20 Jahren vor allem auf die Ansprüche von *L. loeselii* abgestimmt ist, haben sich Artzusammensetzung und Struktur der Vegetation auf der ,Hammelwiese' sehr positiv entwickelt. Störzeiger wie *Phragmites australis*, *Lysimachia vulgaris* und *Filipendula ulmaria* sind deutlich zurückgegangen und nur noch eingeschränkt vital. Typische Arten wie *Epipactis palustris*, *Schoenus nigricans*, *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris* oder *Pedicularis palustris* treten regelmäßig auf. Die Vegetation ist lückig und niedrigwüchsig, offene Braunmoosdecken sind auf der ganzen Fläche vorhanden. In den letzten Jahren wurde der Pflegezeitpunkt deutlich nach vorn verlagert. Die Pflege erfolgt nun auf der gesamten besiedelten Fläche bereits in den Sommermonaten. Dadurch ist die generative Vermehrung für *L. loeselii* nicht mehr möglich. Seit dem Jahr 2020 ist die Bestandsentwicklung stark rückläufig und es besteht die Gefahr des völligen Verlustes. Seit 2018 wirkten sich darüber hinaus die Niederschlagsdefizite gravierend auf die Habitatqualität von *L. loeselii* aus. Im Jahr 2022 waren auch die Braunmoosdecken weitgehend abgestorben. Das Durchströmungsmoor des Helsunger Bruchs, von dem die ,Hammelwiese' ein Teil ist, wurde in der Vergangenheit stark entwässert. In den letzten Jahren erfolgten im unmittelbaren Kontakt zur ,Hammelwiese' Maßnahmen zur Wasserrückhaltung durch feste Stauanlagen. In Trockenjahren kann jedoch damit ein optimaler, oberflächennaher Wasserstand nur noch bis zum Beginn der Vegetationsperiode gesichert werden. Danach sinken die Wasserstände stark ab.

Tab. 48: *Liparis loeselii*, ‚Hammelwiese‘, ST_PFLA_LIPALOES_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s	8/6	15/11	9/8	110/570	489/535	235/416	326/375	458/425	464/483	377/298	150/116
Population	C	C	C	B	A	A	A	A	A	A	A
Habitat	C	C	C	C	B	B	A	B	B	B	B
Beeinträchtigt.	C	C	C	C	C	B	B	B	B	B	C
Gesamt	C	C	C	C	B	B	A	B	B	B	B

ST_PFLA_LIPALOES_02 (Torfstich Wolfswinkel bei Jessen)

Im Betrachtungszeitraum zwischen 2012 und 2022 konnte *L. loeselii* zu jedem Erfassungstermin im Torfstich Wolfswinkel bestätigt werden. Das Vorkommen geht auf eine genehmigte Ansiedlung durch Diasporen-Ausbringung sowie Auspflanzen adulter Individuen in den Jahren 2004–2008 zurück. Die Spenderpopulation befindet sich in einem Tagebau-Restloch nahe Gräfenhainichen und ist perspektivisch durch Überstauung bei Einstellung des Pumpbetriebs gefährdet. Die Vegetation wird durch Großseggenriede bestimmt, teilweise existiert eine Bulthen-Schlenken-Struktur. Randlich gefährden aufkommende Schwarz-Erlen das Vorkommen. Im Beobachtungszeitraum erfolgte einmalig eine Mahd mittels Spezialtechnik.

Tab. 49: *Liparis loeselii*, Torfstich Wolfswinkel bei Jessen, ST_PFLA_LIPALOES_02 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s		5/0			12/2			18/6			22/7
Population		C			B			A			B
Habitat		C			C			B			B
Beeinträchtigt.		C			C			B			C
Gesamt		C			C			B			B

ST_PFLA_LIPALOES_03 (Bergwitzsee)

Im gesamten Betrachtungszeitraum konnte *L. loeselii* lediglich im Jahr 2012 bestätigt werden. Es ist daher davon auszugehen, dass die Population erloschen ist. Das Vorkommen geht ebenso wie das Vorkommen im Torfstich Wolfswinkel auf die genehmigte Ansiedlung in den Jahren 2004–2008 zurück. Das Quellmoor-Initial am Rande eines Tagebau-Restlochs unterlag einer intensiven Sukzession durch Schilf und verschiedene Gehölzarten, die trotz Pflegemaßnahme nicht aufgehalten werden konnte. In den letzten Jahren kam zudem die Quellfähigkeit zum Erliegen.

ST_PFLA_LIPALOES_04 (Golpa IV)

Im Betrachtungszeitraum zwischen 2012 und 2022 konnte *L. loeselii* in den Jahren 2012, 2015 und 2018 bestätigt werden. Das Vorkommen hat sich im Restloch des Braunkohlentagebaues Pöplitz entwickelt. Der Abbau wurde dort 1956 eingestellt. Seither entwickelte sich ein arten-

Tab. 50: *Liparis loeselii*, Bergwitzsee, ST_PFLA_LIPALOES_03 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s		0/0			0/0			0/0			8/4
Population		C**			C			C			B
Habitat		C			C			C			B
Beeinträchtigt.		C			C			C			C
Gesamt		C**			C			C			B

reiches Quellmoor-Initial, u. a. mit *Equisetum variegatum*, *Parnassia palustris* und *Epipactis palustris*. Die Vegetation wird durch hochwüchsiges Schilf, das von *Salix*-Arten durchsetzt ist, bestimmt. Entlang der von stark schüttenden Schichtquellen gespeisten Quellrinnale sind braunmoosreiche Bulte entwickelt, die von *L. loeselii* besiedelt werden. Managementmaßnahmen schienen bisher nicht erforderlich.

Tab. 51: *Liparis loeselii*, Golpa IV, ST_PFLA_LIPALOES_04 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, * gutachterliche Abwertung, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s		0			62/62			16/39			64/87
Population		C**			A			C*			A
Habitat		C			B			C			B
Beeinträchtigt.		C			B			C			C
Gesamt		C**			B			C			B

ST_PFLA_LIPALOES_05 (,Schlangenspring')

Zwischen 2012 und 2022 wurde *L. loeselii* jährlich bis zum Jahr 2019 im ,Schlangenspring' bestätigt. Seither konnte kein Nachweis mehr erbracht werden. Seit Anfang der 1980er Jahre erfolgt im ,Schlangenspring' kontinuierlich eine Biotoppflege. Aus einem relativ artenarmen Schilfröhricht, in dem lediglich *Epipactis palustris* in den Anfangsjahren mit wenigen Individuen vorhanden war, entwickelte sich ein typisches Braunmoosmoor. Deckung und Vitalität von Brachezeigern, wie *Phragmites australis* und *Lysimachia vulgaris*, gingen zurück. Typische Kalkflachmoorarten, wie *Parnassia palustris* und *Dactylorhiza incarnata*, entwickelten individuenreiche Bestände. Im Jahr 2009 wurde *L. loeselii* erstmalig nachgewiesen. Auf Grund der kontinuierlichen Gebietsbetreuung ist von einer Neubesiedlung des ,Schlangensprings' auszugehen.

Das Hangquellmoor ,Schlangenspring' befindet sich am Rande einer schmalen Bachaue am Ostrand der Klietzer Heide und wurde in der Vergangenheit nur schwach entwässert. Etwa ab dem Jahr 2002 besiedelte der Elbebiber (*Castor fiber*) das Fließ in der Bachaue. Ab dem Jahr 2015 wurden die unteren Randbereiche des ,Schlangensprings' vom Rückstau der Biberdämme erreicht. Seither wurden Regulierungsversuche unternommen, bis im Jahr 2019 steuerbare Drainagen in die relevanten Biberdämme eingebaut wurden.

Liparis loeselii siedelt in Nordostdeutschland in vergleichbaren Pflanzengesellschaften wie *Epipactis palustris* und *Dactylorhiza incarnata*. Dies sind insbesondere nasse, braunmoosreiche Niedermoore mit unterschiedlicher Genese. Der Schwerpunkt liegt aktuell in Mooren mit

Tab. 52: *Liparis loeselii*, ‚Schlangenspring‘, ST_PFLA_LIPALOES_05 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (f – fertil, s – steril, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Individuen f/s	0/0	0/0	0/0	1/1	1/1	2/3	3/4	9/10	372/147	768/433	474/431
Population	C**	C**	C**	C	C	C	C	C	A	A	A
Habitat	A	A	A	B	C	C	C	C	B	B	B
Beeinträchtigt.	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Gesamt	C**	C**	C**	C	C	C	C	C	B	B	B

zügigem Wasserregime, d. h. in Quell- und Durchströmungsmooren. Vorkommen in Seeverlandungsmooren oder auf Seeterrassen bilden gegenwärtig die Ausnahme. In Sachsen-Anhalt bestanden im Erfassungszeitraum alle Vorkommen in Quell- oder Durchströmungsmooren (bzw. deren Initialen).

Offenbar ausschlaggebend für die Habitataeignung ist neben einem gewissen Basengehalt vor allem ein stabiles Wasserregime, das ganzjährig Wasserstände nahe der Geländeoberkante gewährleistet. Die natürliche Wasserzügigkeit muss dabei erhalten bleiben. Überstauungen werden offenkundig sogar schlechter vertragen als zeitweises Austrocknen. Essentiell ist die Ausprägung von flächigen offenen Braunmoosdecken. Diese erhalten sich natürlicherweise durch den Nährstoffaustrag des strömenden Wassers in Quell- und Durchströmungsmooren oder müssen durch eine regelmäßige, jährliche Pflegemahd mit Abtransport des Mahdguts sichergestellt werden. Unter den gegenwärtigen Bedingungen ist die Art in Mittel- und Nordostdeutschland nur mittels eines artangepassten Pflegeregimes zu erhalten.

Aus einer Besonderheit im Wuchsrhythmus der Art resultiert eine besondere Gefährdung. Zwar reifen die Samenkapseln wie bei den meisten anderen Orchideenarten ca. sechs bis acht Wochen nach der Vollblüte. Bei *L. loeselii* jedoch öffnen sich die Samenkapseln erst im Laufe der Wintermonate (Abb. 7). Ein permanentes Schwellen und Schwinden durch unterschiedliche Luftfeuchte lässt die Nähte der Samenkapseln erst im Laufe des Winters aufbrechen und die Samen freigeben. Erfolgt die Pflegemahd bereits im Sommer oder Herbst, hat *L. loeselii* somit keine Möglichkeit mehr sich generativ zu reproduzieren und zu vermehren.

***Luronium natans* (L.) RAF.**

Luronium natans (Abb. 8) kommt in Deutschland in der atlantischen und kontinentalen Region vor, für die beide Totalzensus besteht. Die Populationen sind zweimal je Berichtszeitraum zu erfassen.

Bei der Überprüfung von vergleichsweise neueren Fundangaben aus der Datenbank des LAU konnten bereits in Vorbereitung des Artenmonitorings keine Bestätigungen für ganz Sachsen-Anhalt erbracht werden. Als einziges Vorkommen wurde der Fundort ‚Alte Elster Ritterburg‘ südwestlich von Schweinitz als wahrscheinlich noch rezent eingestuft (2005 Korschevsky) und bis einschließlich 2017 jährlich dreimal aufgesucht. Diese häufige Kontrolle erfolgte, um ähnlich wie bei *Coleanthus subtilis* und *Lindernia procumbens* der u. U. starken Wasserstandsdynamik des Flusses bzw. Altarmes Rechnung zu tragen und so dem Übersehen der Art vorzubeugen, falls vor Ort bei einem ggf. nur einmaligen Aufsuchen gerade erhöhter Wasserstand herrscht. Nach Bundesvorgabe wäre eine zweimalige Erhebung pro Berichtszeitraum mit einem Durchgang pro Untersuchungs-jahr ausreichend, wie auch eine einmalige Erfassung von Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen.



Abb. 8: *Luronium natans* im Kleinen Teich am oberen Elligastbach bei Weißig a. Raschütz (Lkrs. Meißen). Foto: P. Brade, 04.09.2010.

Tab. 53: Zusammenfassende Bewertung für *Luronium natans* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U1 – unzureichend, XX – unbekannt, – – negativ, u – unbekannt).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamttrend
2007	FV		FV		FV		U1	U1	
2013	U1	u	XX	-	XX	-	XX	U1	unbekannt
2019	kein Vorkommen in kontinentaler Region bekannt, kein Bericht für ST								

ST_LURONATA_PFLA_01 (FND ‚Alte Elster Ritterburg‘, Uferspitze, FFH-Gebiet 071 ‚Untere Schwarze Elster‘)

In Vorbereitung des Monitorings konnte die Art schon 2011 nicht mehr nachgewiesen werden und auch in den Folgejahren bis einschließlich 2017 war dies trotz Kenntnis der GPS-Koordinaten und der jährlich dreimaligen Begehung nicht möglich. Auch eine Erfassung der Alten Elster im Zusammenhang mit der Kartierung der Kuhlache (GLOWKA 2021) erbrachte keinen Nachweis. Die Standortverhältnisse waren am rechten Ufer der Alten Elster wiederholt insofern günstig, als bei normalem bis niedrigem Pegel der Wasserstand in Ufernähe vergleichsweise niedrig war, teils auch ein schmaler Uferstreifen trockenlag. Andererseits ist das

Gewässer als eutroph einzustufen (mit *Nuphar lutea*, *Ceratophyllum demersum*) und erfüllt deshalb eher nicht die Ansprüche der oligo- bis mesotrophe Gewässer bevorzugenden Art. Mit Erscheinen der aktuellen Roten Liste (FRANK et al. 2020) ist die Art in der Kategorie 0 ‚ausgestorben oder verschollen‘ eingestuft.

Tab. 54: *Luronium natans*, Alte Elster bei Jessen, ST_PFLA_LURONATA_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (k. N. – kein Nachweis).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
bedeckte Fläche [m²]						0	0	0	0	0	0
Population						k. N.					
Habitat											
Beeinträchtigungen											
Gesamt						k. N.					

Moose

Buxbaumia viridis (LAM. & DC.) MOUG. & NESTL.

Buxbaumia viridis (Abb. 9) kommt in Deutschland in der kontinentalen und alpinen Region vor, wobei für erstere Totalzensus besteht. Das Monitoring erfolgt laut Vorgabe zweimal je Monitoringperiode.

Die Art wird von LOESKE (1903) aus dem Harz angegeben. Danach galt sie über 100 Jahre als verschollen. Im Jahr 2014 wurde erstmals wieder ein Sporophyt in Sachsen-Anhalt, im Bodetal, entdeckt. Inzwischen wurden neue Erkenntnisse zur Biologie der Art bekannt. WOLF (2015) konnte erstmals die Bildung von Protonemagammen bei *B. viridis* nachweisen. Da



Abb. 9: Braune Protonemagammen (links) und eine Sporophyt (rechts) von *Buxbaumia viridis* auf Fichtenholz bei Elbingerode im Harz. Foto: J. Eckstein, 25.04.2019.

diese Protonemagammen fast das gesamte Jahr über leicht aufzufinden sind, war es nun erstmals möglich, die Art auch steril ohne Vorhandensein von Sporophyten nachzuweisen. Dabei zeigte sich, dass *B. viridis* weiter verbreitet ist, als bisher vermutet, nicht aber überall und jedes Jahr Sporophyten ausbildet. Besonders an klimatisch ungünstigen, trockenen Standorten entwickeln sich vermutlich nie Sporophyten.

Der Fundort im Bodetal wurde im Rahmen des Monitorings 2015 und 2019 untersucht. Ein weiterer Fundort mit Sporophytenvorkommen wurde 2019 bei Elbingerode entdeckt. Darüber hinaus wurde *B. viridis* an 20 Fundorten steril nachgewiesen.

Tab. 55: Zusammenfassende Bewertung für *Buxbaumia viridis* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U2 – schlecht, XX – unbekannt, 0 – stabil, u – unbekannt).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007	kein Vorkommen in kontinentaler Region bekannt, kein Bericht für ST								
2013	kein Vorkommen in kontinentaler Region bekannt, kein Bericht für ST								
2019	FV	u	U2	u	U2	0	XX	U2	unbekannt

ST_BUXBVIRI_MOOS_01 (Bodetal, FFH-Gebiet 161 ‚Bodetal und Laubwälder des Harzrandes bei Thale‘)

Der Fundort liegt an der mäßig süd- bis südost-exponierten Oberhangkante des Bodetales. Der umgebende Wald besteht vorwiegend aus jungen Hainbuchen (BHD 15–25 cm) und wenigen alten Buchen. Daneben gibt es einzelne junge Birken, Eschen und Berg-Ahorn. Zahlreiche Fichtenstubben und einige Fichtenstämme zeugen von einem Waldumbau vor 10–20 Jahren, bei dem alle Nadelgehölze entfernt wurden. Aktuell kommen keine lebenden Nadelbäume vor. Die Art wuchs hier auf einem liegenden Fichtenstamm von ca. 25 cm Durchmesser. Nachdem im Oktober 2014 fünf junge Sporophyten festgestellt wurden, waren im Mai 2015 die Kapseln abgefressen und nur noch die Seten vorhanden. Bei der Untersuchung 2019 wurden keine Sporophyten gefunden, steril konnte die Art aber auf vier Totholzobjekten nachgewiesen werden. Vermutlich hatte sich die große Trockenheit der Jahre 2018/2019 negativ auf die Sporophytenbildung ausgewirkt. Der leicht südost-exponierte Oberhang ist kein besonders luftfeuchter Standort und dürfte im Laufe eines Jahres natürlicherweise oft längere Zeit austrocknen. Damit ist die Stelle nicht optimal für die Art geeignet, die über längere Zeit luft- und substratfeuchte Bedingungen bevorzugt. Dennoch ist hier bei günstiger feuchter Witterung weiter mit Sporophyten von *B. viridis* zu rechnen, solange noch Nadeltotholz vorhanden ist.

ST_BUXBVIRI_MOOS_02 (Drei Annen Hohne, FFH-Gebiet 160 ‚Hochharz‘)

Der Fundort wurde im Rahmen des Monitorings 2019 untersucht und befindet sich in einem blockreichen Fichtenforst. Der Standort ist zwar südexponiert, aber aufgrund hoher Niederschläge meistens luftfeucht. Bei einer früheren Durchforstung wurden zahlreiche junge Fichten gefällt und liegen gelassen, so dass Totholz reichlich vorhanden ist. Allerdings sind nur wenige Totholzobjekte besiedelt und *B. viridis* konnte nur steril als Protonemagammen nachgewiesen werden. Der Standort dürfte sich durch das Waldsterben der letzten Jahre inzwischen deutlich verändert haben.

Tab. 56: *Buxbaumia viridis*, Bodetal, ST_BUXBVIRI_MOOS_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Sporophyten				0				5			
Totholz mit Protonema				4				1			
Population				C				C			
Habitat				C				C			
Beeinträchtigungen				C				C			
Gesamt				C				C			

Tab. 57: *Buxbaumia viridis*, Drei Annen Hohne, ST_BUXBVIRI_MOOS_02 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Sporophyten				0							
Totholz mit Protonema				4							
Population				C							
Habitat				A							
Beeinträchtigungen				B							
Gesamt				B							

ST_BUXBVIRI_MOOS_03 (NO Elbingerode, kein FFH-Gebiet)

Der Fundort ist ein Fichtenforst in ebener Lage. Hier befindet sich ein kleiner Bachlauf bzw. eine quellfeuchte Rinne, wodurch der Standort feuchter als die Umgebung ist. Als potenzielles Substrat kommen zahlreiche Fichtenstubben und wenige Stammstücke vor. Insgesamt konnten 2019 sieben Sporophyten auf Fichtentotholz nachgewiesen werden. Es ist bemerkenswert, dass trotz der extremen Trockenheit 2018 bis Frühjahr 2019 hier einige Sporophyten entwickelt waren. Der Standort dürfte sich durch das Waldsterben der letzten Jahre inzwischen deutlich verändert haben. Anfallendes Totholz sollte immer auf der Fläche belassen werden, um neue Habitate zu schaffen.

Tab. 58: *Buxbaumia viridis*, NO Elbingerode, ST_BUXBVIRI_MOOS_03 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Sporophyten				7							
Totholz mit Protonema				1							
Population				C							
Habitat				C							
Beeinträchtigungen				B							
Gesamt				C							

Dank neuer Erkenntnisse zur Entwicklungsbiologie von *B. viridis* (WOLF 2015) kann die Art seit kurzem auch steril nachgewiesen werden. Dadurch hat sich herausgestellt, dass *B. viridis* in Nadelwaldbeständen des Harzes und Harzvorlandes weiter verbreitet ist als bisher angenommen. Die meisten Vorkommen sind aber steril. Zu einer Sporophytenbildung kommt es nur an kleinklimatisch günstigen Standorten und bei ausreichend feuchten Witterungsbedingungen. In Sachsen-Anhalt wurden Sporophyten bisher nur an zwei Fundorten im Harz

beobachtet. Das Vorkommen im Bodetal wurde bereits zweimal im Rahmen des Monitorings untersucht, wobei 2015 fünf Sporophyten vorhanden waren, 2019 aber nur sterile Vorkommen festgestellt wurden. In ausreichend feuchten Jahren ist mit weiteren Sporophytenvorkommen zu rechnen.

***Hamatocaulis vernicosus* (MITTEN) HEDENÄS**

Hamatocaulis vernicosus (Abb. 10) kommt in allen drei biogeographischen Regionen Deutschlands vor, wobei für die atlantische Region Totalzensus besteht und in der kontinentalen Region eine Stichprobenerfassung erfolgt, jeweils einmal pro Monitoringperiode.

Das Laubmoos besitzt eine enge Bindung an zumeist nasse, pH-neutrale bis schwach saure, basenreiche, aber kalkarme Standorte. In Deutschland sind sehr nasse, teils auch quellige, flachwüchsige Nieder- und Zwischenmoore das wichtigste Habitat (WEDDELING et al. 2001).

Die landesweit einzige Monitoringfläche von *H. vernicosus* befindet sich auf der ‚Hammelmiese‘ im Helsingener Bruch, einem mesotroph-kalkhaltigen Durchströmungsmoor (BÖHNERT et al. 1986, LAU 1997). Von hier ist die Art bereits seit längerem bekannt (BAUMANN 1999, MEINUNGER & SCHRÖDER 2007). Im Jahr 2014 konnte im Rahmen des Monitorings von FFH-Lebensraumtypen (RANA 2014) ein sehr kleinflächiger Bestand von *H. vernicosus* auf der ‚Hammelmiese‘ punktgenau erfasst werden. Mit einiger Wahrscheinlichkeit handelt es sich dabei um das bereits von BAUMANN (1999) festgestellte Vorkommen, dessen genaue Verortung jedoch nicht mehr zweifelsfrei möglich war.



Abb. 10: *Hamatocaulis vernicosus*, NSG ‚Wollschank und Zscharck‘ bei Königswartha, Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet (Lkrs. Bautzen). Foto: F. Müller, 29.09.2022.

Tab. 59: Zusammenfassende Bewertung für *Hamatocaulis vernicosus* (atlantisch) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, U1 – unzureichend, U2 – schlecht, 0 – stabil, u – unbekannt).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamttrend
2007	kein Vorkommen in atlantischer Region bekannt, kein Bericht für ST								
2013	Vorkommen in atlantischer Region bekannt, kein Bericht für ST								
2019	FV	u	U2	u	U1	0	U2	U2	unbekannt

ST_HAMAVERN_MOOS_01 (‘Hammelwiese’, FFH-Gebiet 087 ‚Kalkflachmoor im Helsunger Bruch‘)

Das 2014 gefundene Vorkommen von *H. vernicosus* beschränkte sich auf eine Fläche von wenigen Quadratzentimetern am Rand einer kleinen schlenkenähnlichen Struktur im südlichen Teil der Moorbiese. Hier wuchs das Moos zusammen mit dem habituell ähnlichen und sehr individuenreich auftretenden *Scorpidium cossonii*, einer damals ebenfalls nur von der ‚Hammelwiese‘ bekannten Art. Insgesamt war die Mooschicht der Habitatfläche flächig und vital ausgebildet, wobei neben *S. cossonii* v. a. noch *Calliergonella cuspidata* hohe Deckungswerte erreichte. Aufgrund der Kleinflächigkeit und Singularität des *H. vernicosus*-Vorkommens wurden beide Moose unter dem Gesichtspunkt des Konkurrenzdrucks als (potentiell) relevant eingestuft. Die Krautschicht der Habitatfläche zeichnete sich durch einen beträchtlichen Anteil niedrigwüchsiger bzw. relativ konkurrenzschwacher Arten aus. Anhand des seit 2009 auf der ‚Hammelwiese‘ durchgeführten Monitorings des FFH-LRT 7230 ließ sich ein deutlicher Rückgang von hochwüchsigen Verbrauchs- und Nährstoffzeigern im betreffenden Moorteil erkennen, was v. a. auf die hier seit einigen Jahren wieder erfolgende Pflegemahd zurückzuführen ist (vgl. *Liparis loeselii*_01 – ‚Hammelwiese‘).

Konnten im Jahr 2014 die hydrologischen Verhältnisse der Habitatfläche bzw. der ‚Hammelwiese‘ insgesamt noch als vergleichsweise gut bewertet werden, wirkte das Moor im Jahr 2019 infolge der seit 2018 andauernden Trockenheit deutlich beeinträchtigt. Am augenscheinlichsten zeigte sich dies durch das Fehlen überstauter Bereiche bzw. kleiner ‚Schlenken‘ sowie bei der Mooschicht. Alle auf der Habitatfläche vorkommenden Moosarten zeigten starke Vitalitätseinbußen durch Austrocknung, große Bereiche waren sogar abgestorben. *Hamatocaulis vernicosus* konnte trotz intensiver Nachsuche nicht gefunden werden. Ende 2019 setzte jedoch zumindest bei einigen Moosarten (z. B. *S. cossonii*) eine schwache Regeneration ein.

Auch für die Krautschicht waren im Vergleich zu 2014 Veränderungen der Vegetationsstruktur und Artenzusammensetzung festzustellen. Diese resultierten teils ebenfalls aus der Beeinträchtigung des Moorwasserhaushaltes, teils aber auch aus der regelmäßigen Pflegemahd. Im Jahr 2019 erschien die Krautschicht deutlich rasiger bzw. wiesenartiger, neben einem relativ hohen Seggen-Anteil fiel v. a. das verstärkte Vorkommen von Grünlandarten feuchter bis wechselfeuchter Standorte auf (so z. B. *Galium boreale*, *Molinia caerulea*, *Potentilla erecta*, *Selinum carvifolia*).

ST_HAMAUVERN_MOOS_01 (,Hammelwiese', FFH-Gebiet 087 ,Kalkflachmoor im Helsunger Bruch')

Tab. 60: *Hamatocaulis vernicosus*, ,Hammelwiese', ST_HAMAUVERN_MOOS_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Fläche [m²]				0					< 1		
Population				C**					C		
Habitat				C					B		
Beeinträchtigungen				C					C		
Gesamt				C**					C		

Als wesentliche Rückgangsursachen für *H. vernicosus* allgemein sind die Entwässerung der besiedelten Moorstandorte sowie die Erhöhung des Trophieniveaus anzusehen. In dem von dieser Art präferierten subneutralen Bereich ist die Pufferung gegenüber Nährstoffen gering, so dass hier Nährstoffeinträge relativ schnell eine Veränderung der Vegetation bewirken und sich dadurch die Bedingungen für die konkurrenzschwache Art verschlechtern. Zudem reagiert der subneutrale Bereich empfindlich gegen Versauerung, die wiederum durch den Rückgang basenreichen Wassers beschleunigt wird (WIEHLE et al. 2010). Unter dem Gesichtspunkt des Nährstoffentzugs und der Förderung einer niedrigwüchsigen, lockeren Vegetationsstruktur und damit der Verringerung des Konkurrenzdrucks ist daher die Pflegemahd auf der ,Hammelwiese' grundsätzlich positiv zu bewerten. Auch für die sächsischen *H. vernicosus*-Vorkommen auf Zwischenmoorstandorten wird eine extensive Nutzung (optimalerweise durch Mahd) als essentiell für den langfristigen Art-Erhalt erachtet (MÜLLER & BAUMANN 2004). Für eine Besiedlung mit *H. vernicosus* geeignete Moorbereiche zeichnen sich durch dauerhaft kühl-feuchte Standortverhältnisse aus (WEDDELING et al. 2001). Auf der ,Hammelwiese' ist daher bei der Wahl des Mahdzeitpunkts zu berücksichtigen, dass es nach der Entfernung der Biomasse nicht zu einer zu starken Evaporation kommt, die die Austrocknung des Moorkörpers zusätzlich fördert. Zudem sollte mit Blick auf die Erhaltung eines möglichst gleichmäßig moortypisch hohen Grundwasserstands geprüft werden, inwieweit ein Wasserrückhalt auf der Moorfläche durch geeignete Stauhaltung, auch im Umfeld, stärker gefördert werden kann (vgl. *Liparis loeselii*_01 – ,Hammelwiese').

Bisher ist relativ wenig über die Ausbreitungsbiologie von *H. vernicosus* bekannt. Offenbar bildet die Art aber nur selten Sporogone aus. Daraus resultiert vermutlich ein nur geringes Ausbreitungsvermögen (vegetativ durch Bruchstücke), was die (Wieder-)Besiedlung geeigneter Standorte einschränken dürfte (WEDDELING et al. 2001). Dem Schutz und der Erhaltung etablierter Vorkommen bzw. der besiedelten Moorflächen kommt daher eine außerordentlich hohe Bedeutung zu.

***Mannia triandra* (SCOP.) GROLLE**

Mannia triandra (Abb. 11) kommt in Deutschland in der kontinentalen und alpinen Region vor. Für die kontinentale Region besteht Totalzensus. In dieser befindet sich auch das eine Vorkommen in Sachsen-Anhalt, das bereits 2008 im Gebiet der Kleinen Rabenklippe weit der Staumauer der Rappbodevorsperre bei Hasselfelde im Harz gefunden wurde. Auf Grund der Größe der Thalli und des sehr locker angeordneten Assimilationsgewebes wurde zunächst vermutet, dass es sich bei den gefundenen sterilen Individuen um *Mannia gracilis* (*Asterella*



Abb. 11: *Mannia triandra* an der Kleinen Rabenklippe, Foto: F. Müller, 17.08.2020.

gracilis) handelt (MÜLLER 2009). Spätere Befunde anhand von gefundenen Thalli mit Gametangienträgern und Sporophyten und unter Einschluss von REM-Untersuchungen erwiesen jedoch die Zugehörigkeit der Pflanzen zu *M. triandra* (MÜLLER et al. 2014).

Im Jahr 2015 erfolgte erstmals die Bewertung des Vorkommens im Rahmen des FFH-Artenmonitorings. Laut Bundesvorgabe erfolgt die Bewertung der Population zweimal im Berichtszeitraum, Habitat und Beeinträchtigungen sind nur einmal zu erfassen, wobei im Rahmen des Landesmonitorings alle drei Hauptbewertungskriterien jeweils zweimal erfasst werden.

Tab. 61: Zusammenfassende Bewertung für *Mannia triandra* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, u – unbekannt, k. A. – keine Angabe).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamtrend
2007			kein Vorkommen in kontinentaler Region bekannt, kein Bericht für ST						
2013			kein Vorkommen in kontinentaler Region bekannt, kein Bericht für ST						
2019	FV	u	FV	k. A.	FV	u	FV	FV	unbekannt

ST_MANNTRIA_MOOS_01 (Kleine Rabenklippe, ca. 0,8 km NO der Staumauer der Rappbodevorsperre bei Hasselfelde)

Das Vorkommen befindet sich an einem Diabasfelsen mit Abstufungen und vielen, meist horizontal verlaufenden Felsbändern. Das Gestein ist bröckelig und neigt zur leichten Erosion

(immer wieder herabfallende Felsblöcke). Auf den horizontal verlaufenden Felsbändern hat sich vielfach Feinerde abgelagert. *Mannia triandra* ist an der Felswand auf einen kleinen Bereich mit mehr oder weniger konstantem (nur bei extremer Dürre erlöschendem) Austritt von Felssickerwasser beschränkt.

Tab. 62: *Mannia triandra*, Kleine Rabenklippe, ST_MANNTRIA_MOOS_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
Mikrostandorte			8					10			
besied. Fläche [cm²]			300					1.600			
Population			A					A			
Habitat			A					A			
Beeinträchtigungen			C					A			
Gesamt			B					A			

Die Bestände von *M. triandra* siedeln an einem sehr schwer zugänglichen Standort in einem Schutzgebiet (Flächennaturdenkmal). Der Fundort unterliegt keiner Nutzung. Eine mögliche potentielle Gefährdung besteht durch unvorhersehbare Erosionserscheinungen (Abbrechen von größeren Blöcken oder Felsbereichen), wobei solche Ereignisse jedoch schwer voraussagbar und kaum abwendbar sind.

Beim Kriterium „Vorkommen von Felssickerwasser“ musste im Jahr 2020 im Vergleich mit der letzten Erhebung (2015) eine schlechtere Einstufung (B) vorgenommen werden, die aber bisher nicht zu einer Veränderung der Gesamtbewertung der Habitatqualität geführt hat. Bei der Bewertung der Beeinträchtigungen ergibt sich im Jahr 2020 ein Wert von ‚mittel bis schlecht‘ (C) und somit eine deutliche Verschlechterung gegenüber dem Jahr 2015. Das großflächige Waldsterben (Borkenkäfer) im Umfeld des Fundortes wird hierbei als eine wesentliche Beeinträchtigung gesehen, die sich negativ auf die Wasserzügigkeit des Standorts (verminderter Austritt vom Felssickerwasser) auswirkt.

***Orthotrichum rogeri* BRID.**

Orthotrichum rogeri (Abb. 12) kommt in Deutschland in der atlantischen und kontinentalen Region vor. Während für erstere Totalzensus besteht, sind nach Bundesvorgabe die Vorkommen in der kontinentale Region nur stichprobenartig zu erfassen. Gefordert ist eine einmalige Populationsbewertung pro Berichtszeitraum.

Die Art wurde erstmals 2007 durch Monika Koperski (KOPERSKI 2011) für Sachsen-Anhalt im Hochharz nachgewiesen. Eine Bewertung der Vorkommen erfolgte dann erstmals 2012 im Rahmen des FFH-Monitorings an insgesamt fünf Fundorten (KRUMBIEGEL et al. 2012). Ein weiteres Vorkommen wurde 2014 bei Hohegeiß entdeckt und ebenfalls bewertet. Der nächste Durchgang des FFH-Monitorings fand 2017 statt. Dabei wurde die Art an zwei der bisher sechs bekannten Fundstellen bestätigt und darüber hinaus an zwei weiteren Stellen, bei Allstedt und bei Roßla, gefunden. Alle acht bisherigen Fundorte wurden 2022 erneut im Rahmen des FFH-Monitorings untersucht und bewertet, wobei die Art diesmal nur an drei Fundorten nachgewiesen werden konnte.

Orthotrichum rogeri wächst als Epiphyt auf der Rinde lebender Bäume und Sträucher. Die Lebensstrategie lässt sich den Wenigjährigen Pendlern zuordnen (FREY & LÖSCH 2004), d. h. einzelne Individuen leben nur wenige Jahre und bilden viele, große Sporen, die zur Besied-



Abb. 12: Fertiles Polster von *Orthotrichum rogeri* auf Sal-Weide am Winterberg W Schierke im Hochharz. Foto: J. Eckstein, 27.06.2017.

lung meist nahe gelegener Standorte geeignet sind. Da die Populationsdichten in Sachsen-Anhalt sehr gering sind, kann sich *O. rogeri* bedingt durch seine Lebensstrategie nicht an jedem Fundort halten. Vielmehr kommt es zu einem stark erratischen Auftreten der Art, bei dem Vorkommen ohne erkennbaren Grund erlöschen, an anderer Stelle aber auch Neuansiedlungen zu verzeichnen sind.

Um diesem erratischen Auftreten Rechnung zu tragen, wurden 2022 neben den bekannten acht Fundorten weitere zehn potenzielle Standorte auf Vorkommen von *O. rogeri* untersucht. Dabei konnte aber kein weiteres Vorkommen entdeckt werden.

Tab. 63: Zusammenfassende Bewertung für *Orthotrichum rogeri* (kontinental) in den bisherigen drei Berichtsperioden für Sachsen-Anhalt (FV – günstig, XX – unbekannt, 0 – stabil, + – positiv, u – unbekannt).

Jahr	Verbreitungsgebiet	Trend	Population	Trend	Habitat	Trend	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung	Gesamttrend
2007	kein Vorkommen in kontinentaler Region bekannt, kein Bericht für ST								
2013	XX	+	XX	+	XX	+	XX	XX	sich verbessernd
2019	FV	+	FV	u	FV	0	FV	FV	stabil

ST_ORTHROGE_MOOS_01 (Nordhang Großer Winterberg, FFH-Gebiet 160 ‚Hochharz‘)

Das Vorkommen an einem nordost-exponierten Hang befindet sich in einem schmalen Dreieck zwischen zwei Forstwegen. Es stehen fünf Sal-Weiden als potenzielle Trägerbäume zur Verfü-

gung. Zwischen den Sal-Weiden wachsen junge Fichten, ansonsten befindet sich Fichtenforst in der Umgebung. An dieser Stelle wurde *O. rogeri* 2007 von Monika Koperski erstmals in Sachsen-Anhalt gefunden. Danach konnte die Art kontinuierlich 2012, 2017 und 2022 im Rahmen des Monitorings immer auf demselben Trägerbaum nachgewiesen werden. Die Populationsgröße schwankte dabei zwischen einem und drei Polstern. Gegenüber der Erhebung 2012 hat die Beschattung durch Fichtenjungwuchs um den Trägerbaum ständig zugenommen, wodurch sich ab 2017 eine schlechtere Bewertung der Beeinträchtigungen ergeben hat. Der Erhaltungszustand war 2012 ‚gut‘ (B) und konnte seit 2017 wegen der zunehmenden Beschattung nur noch als ‚mittel bis schlecht‘ (C) bewertet werden.

Tab. 64: *Orthotrichum rogeri*, Großer Winterberg, ST_ORTHROGE_MOOS_01 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Gehölze	1					1					1
Polster	3					1					1
Population	C					C					C
Habitat	C					B					B
Beeinträchtigungen	C					C					B
Gesamt	C					C					B

ST_ORTHROGE_MOOS_02 (Spielberger Höhe, FFH-Gebiet 137 ‚Schmoner Busch, Spielberger Höhe und Elsloch südlich Querfurt‘)

Das Vorkommen befindet sich auf dem Plateau der Spielberger Höhe in einer kleinen Gehölzgruppe innerhalb eines Kalkhalbtrockenrasenkomplexes. Der Trägerbaum ist eine junge Eiche mit zahlreichen waagrecht abstehenden Ästen. Auf diesen Ästen konnten beim Monitoring 2012 und 2017 jeweils 13 Polster und 2022 fünf Polster nachgewiesen werden. Damit kam die Art hier kontinuierlich zwischen 2012 und 2022 auf demselben Trägerbaum vor. Die Beschattung des Trägerbaumes durch Sträucher hat 2022 zugenommen, wodurch es zu mäßigen Beeinträchtigungen kommt. Der Gesamterhaltungszustand war zu allen drei Untersuchungszeitpunkten ‚gut‘ (B).

Tab. 65: *Orthotrichum rogeri*, Schmoner Busch, ST_ORTHROGE_MOOS_02 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022.

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Gehölze	1					1					1
Polster	5					13					13
Population	C					A					C
Habitat	B					B					B
Beeinträchtigungen	B					B					B
Gesamt	B					B					B

ST_ORTHROGE_MOOS_03 (N Straße nach Trautenstein, 1,1 km ONO Kirche Benneckenstein, kein FFH-Gebiet)

Der Fundort liegt in einem ca. 10 m breiten und 50 m langen Bergahorn-Pioniergehölz zwischen einer Landstraße und einem Fichtenforst. Die Straße befindet sich am Südrand, von wo aus genügend Licht in den Bestand kommt. Als potenzielle Trägerbäume sind zahlreiche junge Bergahorn-Bäume vorhanden. Beim ersten Monitoring 2012 konnte hier ein Polster

von *O. rogeri* nachgewiesen werden. Die folgenden Untersuchungen 2017 und 2022 blieben dagegen ohne Nachweis der Art. Der Standort ist aber weiterhin für die Art geeignet.

Tab. 66: *Orthotrichum rogeri*, N Straße nach Trautenstein, ST_ORTHROGE_MOOS_03 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (k. N. – kein Nachweis, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Gehölze	0					0					1
Polster	0					0					1
Population	C**					k. N.					C
Habitat	B										B
Beeinträchtigungen	C										C
Gesamt	C**					k. N.					C

ST_ORTHROGE_MOOS_04 (zwischen Rotem Bruch und ehem. Grenzstreifen 2,78 km SW Kirche Benneckenstein, kein FFH-Gebiet)

Der Fundort umfasst einen Pionierwald aus Eberesche, Birke, Berg-Ahorn und Fichte mit einzelnen Sal-Weiden und Haselsträuchern. Nachdem 2012 zwei Polster von *O. rogeri* auf einer Sal-Weide nachgewiesen werden konnte, blieb die Suche 2017 erfolglos. Schließlich wurde 2022 erneut ein Polster, diesmal auf einer Eberesche, gefunden. Der Gesamterhaltungszustand wurde 2012 gutachterlich auf ‚mittel-schlecht‘ (C) abgewertet, während dieser 2022 mit ‚gut‘ bewertet wurde. Zahlreiche epiphytische Moosarten belegen optimale klimatische Bedingungen für *O. rogeri*. Der östlich angrenzende Fichtenbestand wurde kurz vor der Untersuchung 2022 komplett gerodet (Borkenkäferbefall), wodurch sich die mikroklimatischen Verhältnisse in Zukunft verändern dürften. Am Wuchsort selbst liegen mäßige Beeinträchtigungen durch Fichtenjungwuchs vor.

Tab. 67: *Orthotrichum rogeri*, zwischen Rotem Bruch und ehem. Grenzstreifen, ST_ORTHROGE_MOOS_04 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (k. N. – kein Nachweis, * gutachterliche Abwertung).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Gehölze	1					0					1
Polster	1					0					2
Population	C					k. N.					C
Habitat	B										C*
Beeinträchtigungen	B										C*
Gesamt	B					k. N.					C*

ST_ORTHROGE_MOOS_05 (am ehem. Grenzstreifen 2,74 km WSW Kirche Benneckenstein, kein FFH-Gebiet)

Das Vorkommen umfasst einen Pionierwald aus Berg-Ahorn und Sal-Weide im Bereich des ehemaligen Grenzstreifens. Nachdem 2012 ein Polster von *O. rogeri* auf einer Sal-Weide nachgewiesen werden konnte, blieb die Suche sowohl 2017 als auch 2022 erfolglos. Der Gesamterhaltungszustand wurde 2012 mit ‚gut‘ (B) bewertet. Durch das Fehlen eines aktuellen Nachweises beträgt der Gesamterhaltungszustand 2022 ‚mittel-schlecht‘. Zahlreiche epiphytische Moosarten belegen optimale klimatische Bedingungen für *O. rogeri*. Deshalb ist der Fundort auch weiterhin für die Art geeignet.

Tab. 68: *Orthotrichum rogeri*, chem. Grenzstreifen WSW Benneckenstein, ST_ORTHROGE_MOOS_05 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (k. N. – kein Nachweis, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Gehölze	0					0					1
Polster	0					0					1
Population	C**					k. N.					C
Habitat	C										B
Beeinträchtigungen	B										B
Gesamt	C**					k. N.					B

ST_ORTHROGE_MOOS_06 (Benneckenstein am nördlichen Ortsrand von Hohegeiß, FFH-Gebiet 089 ‚Harzer Bachtäler‘)

Das Vorkommen umfasst einen Pionierwald aus Berg-Ahorn im Bereich des ehemaligen Grenzstreifens im Kontakt zu Bergwiesen. Nach Westen grenzen eine Bundesstraße und ein Parkplatz an. Nachdem 2014 ein Polster von *O. rogeri* auf einem Berg-Ahorn nachgewiesen werden konnte, blieb die Suche sowohl 2017 als auch 2022 erfolglos. Der Gesamterhaltungszustand wurde 2014 mit ‚gut‘ bewertet. Wegen des Fehlens eines aktuellen Nachweises ergibt sich 2022 ein ‚mittel-schlechter‘ (C) Gesamterhaltungszustand. Zahlreiche epiphytische Moosarten belegen optimale klimatische Bedingungen für *O. rogeri*. Unter anderem kommt hier die extrem seltene Art *Orthotrichum scanicum* vor. Deshalb ist der Fundort auch weiterhin für die Art geeignet. Es bestehen mäßige Beeinträchtigungen wegen der auf niedersächsischer Seite angrenzenden Straße und des Parkplatzes.

Tab. 69: *Orthotrichum rogeri*, Benneckenstein, ST_ORTHROGE_MOOS_06 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (k. N. – kein Nachweis, ** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Gehölze	0					0			1		
Polster	0					0			1		
Population	C**					k. N.			C		
Habitat	C								B		
Beeinträchtigungen	B								B		
Gesamt	C**					k. N.			B		

ST_ORTHROGE_MOOS_07 (Ziegelrodaer Forst SO Allstedt, kein FFH-Gebiet)

Der Fundort befindet sich auf einer großflächigen ebenen Streuobstwiese, auf der neben Obstbäumen auch Eichen, Birken und Weiden wachsen. Bei der Untersuchung 2017 konnte ein Polster von *O. rogeri* auf einer Eiche gefunden werden. Beim Monitoring 2022 erfolgte jedoch kein Nachweis der Art. Der Fundort ist dennoch weiter für *O. rogeri* geeignet. Der Gesamterhaltungszustand wurde 2017 mit ‚gut‘ (B) bewertet. Die Bedingungen haben sich seither nicht verschlechtert. Wegen des fehlenden Nachweises konnte der Erhaltungszustand 2022 nur mit ‚mittel-schlecht‘ (C) bewertet werden. Die Streuobstwiese wird extensiv beweidet und ist daher kaum beeinträchtigt.

Tab. 70: *Orthotrichum rogeri*, Ziegelrodaer Forst, ST_ORTHROGE_MOOS_07 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Gehölze	0					1					
Polster	0					1					
Population	C**					C					
Habitat	B					A					
Beeinträchtigungen	A					A					
Gesamt	C**					B					

ST_ORTHROGE_MOOS_08 (Waldgebiet zwischen Breitungen und Roßla, FFH-Gebiet 101 ‚Buntsandstein- und Gipskarstlandschaft bei Questenberg im Südharz‘)

Der Fundort befindet sich an einem südexponierten Waldrand. Im Westteil grenzt südlich eine extensiv beweidete Streuobstwiese, im Ostteil ein Acker an. Nachdem im Jahr 2017 vier Polster auf drei Trägerbäumen, zwei Eichen und ein Berg-Ahorn, nachgewiesen wurden, blieb die Suche 2022 erfolglos. Der Fundort ist durch die Lage an einem südexponierten Waldrand relativ licht und trocken. Die mikroklimatischen Bedingungen für epiphytische Moose sind nur mäßig. Dennoch ist der Standort auch weiterhin für die Art geeignet. Der Erhaltungszustand wurde 2017 mit ‚gut‘ (B) bewertet, wobei mäßige Beeinträchtigungen durch den angrenzenden Acker bestanden. Wegen des fehlenden Nachweises konnte der Erhaltungszustand 2022 nur mit ‚mittel-schlecht‘ (C) bewertet werden.

Tab. 71: *Orthotrichum rogeri*, zwischen Breitungen und Roßla, ST_ORTHROGE_MOOS_08 – Bewertung des Vorkommens über den Beobachtungszeitraum 2012–2022 (** Bewertung trotz Fehlens der Art).

	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012
besied. Gehölze	0					3					
Polster	0					4					
Population	C**					B					
Habitat	B					B					
Beeinträchtigungen	B					B					
Gesamt	C**					B					

Orthotrichum rogeri ist in Sachsen-Anhalt weiterhin eine extrem seltene Art. Bedingt durch die Lebensstrategie als Wenigjähriger Pendler zusammen mit den sehr geringen Populationsgrößen kommt es zu einem erratischen Auftreten der Art (s. o.). Mit fünf Fundorten wurden beim Monitoringdurchgang 2012 bisher die meisten gleichzeitig besiedelten Stellen festgestellt. Beim Monitoringdurchgang 2017 waren es vier aktuelle Fundorte und 2022 noch drei. Dies deutet auf einen leicht negativen Trend in der Verbreitung von *O. rogeri* hin, wobei definitive Aussagen aufgrund der Lebensstrategie der Art kaum möglich sind. Beobachtungen während des FFH-Monitorings 2022 deuten darauf hin, dass sich die extreme Trockenheit der vergangenen Jahre auch negativ auf die Vitalität der epiphytischen Moosbestände ausgewirkt hat.

Verantwortung für die Erhaltung der FFH-Arten

Da die Länder hoheitlich für Naturschutzbelange zuständig sind, hat das für Naturschutz zuständige Ministerium Sachsen-Anhalts die Vorkommen der Schutzgüter der FFH-Richtlinie

im Bundesland an die EU-Kommission gemeldet und FFH-Gebiete für den Schutz dieser Lebensraumtypen, Pflanzen und Tiere ausgewiesen.

Für das FFH-Monitoring und die FFH-Managementplanung ist das Land Sachsen-Anhalt bzw. das LAU als Fachbehörde fachlich zuständig. Das Land ist darüber hinaus administrativ verantwortlich und hat mit der ‚Landes-Verordnung Natura 2000‘ (N2000-LVO LSA 2018) ein aus seiner Sicht ausreichendes Instrument für die Erhaltung und die Entwicklung der FFH-Schutzgüter implementiert. Dieses wird jedoch u. a. mangels konkreter arten- und flächenspezifischer Schutz- und Entwicklungsziele bzw. fehlender Managementplanungen seitens der EU nicht akzeptiert. Derzeit läuft daher ein von der EU eingeleitetes Klageverfahren gegen Deutschland, dessen Ursprung ein bereits 2015 eingeleitetes Vertragsverletzungsverfahren bildet, welches die mangelhafte formale Umsetzung der FFH-Richtlinie in Deutschland und einigen weiteren Mitgliedsstaaten rügte (https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_21_412).

Im Ergebnis der Funktionalreform, die 2015 mit Inkrafttreten des Gesetzes über die Organisation der Landesverwaltung Sachsen-Anhalt (OrgG LSA 2015) erfolgt ist, wurde die praktische Verantwortung zur Umsetzung von FFH-Belangen auf die Landkreise delegiert. Dieser Kommunalisierung mit der Verlagerung von Zuständigkeiten und Pflichtaufgaben folgten jedoch bis heute weder die dafür erforderlichen Personal- noch Finanzmittel für eine adäquate Auseinandersetzung mit dem Thema und vor allem für die praktische Umsetzung von Managementmaßnahmen.

Letztendlich existieren somit viele Zuständige, von denen jedoch, abgesehen von den Unteren Naturschutzbehörden (UNB), niemand abschließend verantwortlich ist. Bei fehlendem Interesse auf allen Ebenen kann sich daher eine Behörde hinter der anderen verstecken. Selbst bei individuellem Interesse einzelner Behördenmitarbeiter, insbesondere in den UNB, sind diesen aufgrund der fehlenden Mittel enge Grenzen für die praktische Umsetzung gesetzt. Regelmäßige Kontrollen des Ist-Zustandes der Wuchsorte der Arten und sich daraus u. U. ergebende notwendige Absprachen zur Nutzung und Pflege mit Eigentümern oder Pächtern erfolgen daher oft nur sporadisch, wie z. B. bei den Vorkommen von *Angelica palustris* in der Fuhrneue (Lkrs. Anhalt-Bitterfeld). Andererseits ist aber trotz regelmäßiger und an die Belange von *Angelica palustris* angepasster Pflege und Kontrolle durch die UNB Saalekreis das Vorkommen der Art dort (Zwintschöna) wahrscheinlich als erloschen anzusehen. Hervorzuheben ist auch das Engagement der UNB des Landkreises Harz im Rahmen ihrer Möglichkeiten und Ressourcen, insbesondere für *Jurinea cyanoides*.

Als Glücksumstände sind unter diesen Rahmenbedingungen daher einige Initiativen zu betrachten, die von primär nicht zuständigen Institutionen oder Vereinen ausgehen. So werden beispielsweise die Vorkommen von *Jurinea cyanoides* seit mehreren Jahren durch verschiedene Forschungsprojekte der Hochschule Anhalt untersucht und Vorkommen aktiv gemanagt. Ebenfalls Teil eines Forschungsprojektes ist das Vorkommen von *Apium repens* bei Kraatz. Es gehört zu dem vom Julius-Kühn-Institut Quedlinburg initiierten Modell- und Demonstrationsvorhaben ‚Genetische Erhaltungsgebiete für Wildselleriearten (*Apium* und *Helosciadium*) als Bestandteil eines Netzwerkes genetischer Erhaltungsgebiete in Deutschland‘. Die federführende Bearbeiterin des Projektes versucht daher, die Erhaltung bzw. die Wiederbelebung des Vorkommens von *Apium repens* bei Kraatz zumindest dadurch zu unterstützen, dass bei der UNB auf die Bedeutung der Art von einer wissenschaftlichen Einrichtung her hingewiesen wurde und wird. Außerdem nahm sie an einer Vorort-Absprache mit Vertretern der UNB und des LAU zu möglichen Maßnahmen zur Wiederinstandsetzung und Folgepflege im Frühjahr 2022 teil. Zwar erfolgte teilweise die praktische Umsetzung der besprochenen Maßnahmen

(Abtragen der Grasnarbe auf einem Abschnitt der Böschung, Aufreißen der Grasnarbe im angrenzenden Grünlande auf einer Fläche von ca. 10 × 10 m durch ABM-Kräfte in Handarbeit, Schafbeweidung), jedoch folgte dem keine Erfolgskontrolle. Bei einer Begehung der Fläche im November durch den Erstautor machte der Graben einen gegenüber dem Zustand vor den Maßnahmen unveränderten Eindruck. Daher wurde davon ausgegangen, dass überhaupt keine Maßnahmen erfolgt sind. Erst die Anfragen dazu seitens des Julius-Kühn-Institutes brachte Klärung durch die UNB Altmarkkreis Salzwedel.

Keinerlei Reaktion auf die nahezu ununterbrochenen Negativmeldungen zu *Coleanthus subtilis* und *Lindernia procumbens* bei Bleddin erfolgen beispielsweise seitens der UNB Wittenberg. Für beide Arten würde sich die Artensofortförderung des Landes anbieten, da gerade die überarbeitete Fassung von 2022 verstärkt auf den übergreifenden Natur- und Gewässerschutz fokussiert und beide Arten daher geradezu prädestiniert dafür sind. Antragsberechtigt wäre – darauf sei hier ausdrücklich hingewiesen – auch das LAU.

Als vielfach einzige funktionierende Stütze für die Erhaltung der Vorkommen ist ehrenamtliches Engagement, das unter anderem *Liparis loeselii* und *Cypripedium calceolus* betrifft. So erfolgen durch den Arbeitskreis heimische Orchideen Sachsen-Anhalt (AHO) ± regelmäßig Bestandskontrollen und daraus abgeleitete Pflegemaßnahmen werden umgesetzt. Dass selbst bei optimaler Flächennutzung oder bedarfsgerechter Pflege Bestände zurückgehen oder ganz verschwinden, wie *Angelica palustris* in Zwintschöna, *Cypripedium calceolus* am Fundort ‚Drachwinkel-Lehmgrube‘ oder *Liparis loeselii* am ‚Schlangenspring‘ kann an eher nicht beeinflussbaren Umweltbedingungen liegen (vor allem lang anhaltende Niederschlagsdefizite) bzw. lässt sich kein plausibler Grund dafür erkennen.

Gleichzeitig mit der ehrenamtlichen Übernahme von Verantwortung und dem Umsetzen praktischer Maßnahmen ergibt sich damit jedoch das Erfordernis von langfristigem Engagement, da beispielsweise Ersteinrichtungsmaßnahmen ohne Folgepflege, ob regelmäßig oder unregelmäßig bedarfsabhängig, rasch ihre Wirkung verlieren (erneute Verbuschung, Streufilzakkumulation u. a.). Regelmäßig erforderliche Pflegemaßnahmen wären durch die UNB auch regelmäßig umzusetzen und nicht nur in Abhängigkeit von Kassenlage und Personalsituation.

Als Fazit ergibt sich hinsichtlich der Verantwortung für die Erhaltung der FFH-Pflanzenarten in Sachsen-Anhalt, dass die erforderliche Pflege nur funktioniert, wenn sich Akteure der Sache abseits von behördlichem Zuständigkeitswirrwarr annehmen und engagieren, da es ungeachtet dramatischer Bestandsrückgänge bei einigen Arten und erdrückender rechtlicher Zwänge und Verpflichtungen nach wie vor kein Problembewusstsein und keinen Automatismus zum Handeln gibt.

Fazit und Managementempfehlungen

Die Ergebnisse der regelmäßigen Bestandserfassungen der Arten zeigen mit wenigen Ausnahmen rückläufige Entwicklungen bis hin zum Verlust der Populationen. Wenngleich bei verschiedenen Vorkommen, wie z. B. bei den beiden Fundorten von *Angelica palustris* in der Fuhne-*aue*, von *Apium repens* bei Kraatz oder von *Liparis loeselii* im ‚Schlangenspring‘, noch davon ausgegangen werden kann, dass die Art bei geeigneten Witterungs-, hydrologischen und/oder Nutzungsbedingungen wieder in der aktuellen Vegetation auftritt, müssen andere Vorkommen als erloschen gelten. Hierzu gehört z. B. der Bestand von *Liparis loeselii* am Bergwitzsee.

Bei einer Reihe von Arten und Fundorten ist andererseits die Population mittlerweile so stark zurückgegangen, dass von einem Erlöschen in naher Zukunft auszugehen ist, wie z. B. *Liparis*

loeselii am Tagebaurestloch Golpa IV oder von *Jurinea cyanoides* am Königstein bei Westerhausen (JURICYAN_10). Und schließlich wurden *Coleanthus subtilis* und *Luronium natans* während des gesamten Untersuchungszeitraumes und schon davor seit 1999 bzw. 2005 überhaupt nicht mehr nachgewiesen, so dass sie mittlerweile in der Roten Liste von Sachsen-Anhalt (FRANK et al. 2020) als verschollen/ausgestorben geführt werden.

Zusammenfassend ist in Tabelle 72 die Bestandsentwicklung der im Monitoring berücksichtigten Arten dargestellt. Grundlage des Vergleichs ist jeweils die Anzahl der in den einzelnen

Tab. 72: Überblick über die Entwicklung der Anzahl besetzter Vorkommen bezogen auf die im jeweiligen Jahr untersuchten Vorkommen (rot – Anzahl besetzter Vorkommen < Anzahl untersuchter Vorkommen).

Art	Anzahl Fundorte	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
<i>Angelica palustris</i>	überprüft	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	besetzt	3	3	3	1	2	3	1	2	2	0	0
<i>Apium repens</i>	überprüft	1	1			1		1			1	1
	besetzt	1	1			1		1			1	0
<i>Coleanthus subtilis</i>	überprüft	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	besetzt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypripedium calceolus</i>	überprüft				10				10			10
	besetzt				10				10			9
<i>Jurinea cyanoides</i>	überprüft	16	2	18	0	10	10	1	20	2	3	3
	besetzt	16	1	18	0	9	10	1	19	2	3	3
<i>Lindernia procumbens</i>	überprüft	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	besetzt	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liparis loeselii</i>	überprüft		2	2	5	2	2	5	2	2	5	2
	besetzt		2	2	5	2	2	4	2	1	2	1
<i>Luronium natans</i>	überprüft	1	1	1	1	1	1					
	besetzt	0	0	0	0	0	0					
<i>Buxbaumia viridis</i>	überprüft				1				3			
	besetzt				1				3			
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	überprüft			1					1			
	besetzt			1					0			
<i>Mannia triandra</i>	überprüft				1					1		
	besetzt				1					1		
<i>Orthotrichum rogeri</i>	überprüft	5		1			8					8
	besetzt	5		1			4					3

Jahren untersuchten Monitoringflächen. Es wird deutlich, dass bei nahezu allen Gefäßpflanzenarten allein die Zahl der bestätigten Vorkommen zwischen 2012–2022 zurückgegangen ist bzw. die Arten durchgängig nicht nachgewiesen werden konnten. Lediglich bei *Jurinea cyanoides* ist die Situation deutlich besser: Zwar verschwand während des Monitorings ein sehr kleines Vorkommen, jedoch entwickelten sich zwei aus künstlicher Ansiedlung (Oranienbaumer Heide) entstandene Vorkommen zu beachtlichen Beständen.

Bei den Moosen betrifft der Negativtrend das sehr kleine Vorkommen von *Hamatocaulis vernicosus*, das wahrscheinlich trockenheitsbedingt beim letzten Monitoring 2019 nicht wieder aufge-

funden werden konnte. Während zu den fünf Vorkommen von *Orthotrichum rogeri* aus dem Jahr 2012 weitere drei Nachweise hinzukamen, ließ sich die Art 2022 nur an drei der inzwischen insgesamt acht Fundorte bestätigen, was sich jedoch u. a. aus der Lebensstrategie der Art ableiten lässt. Für *Apium repens* erfolgte ein ‚Rettungsversuch‘ durch den BUND, Koordinierungsstelle Grünes Band, Salzwedel, indem *Apium repens* bei Hoyersburg nördlich von Salzwedel ab 2019 wiederholt in einer künstlich angelegten Senke im Grünland ausgebracht wurde. Das Saatgut für die Pflanzen wurde mittels Bodenproben in Kraatz entnommen. In wie weit die Ansiedlung langfristig erfolgreich sein wird, bleibt abzuwarten. Allein der trockene Sommer 2022 hat dem Bestand dort stark zugesetzt.

Prinzipiell lassen sich zwei grundlegende Formen des Managements der Populationen i. w. S. unterscheiden, die die Erhaltung sichern und im Optimalfall zur Vergrößerung der Bestände führen: 1. traditionelle Flächenbewirtschaftung, die an den Lebenszyklus der Art angepasst ist (z. B. *Apium repens*), 2. bedarfsweise Pflegemaßnahmen, wie z. B. bei Gehölzsukzession (z. B. *Cypripedium calceolus*). Bei einigen Arten sind 3. Nutzung/Pflege (normalerweise) nicht erforderlich (z. B. *Lindernia procumbens*) bzw. 4. eher auch gar nicht möglich (z. B. *Orthotrichum rogeri*). Je nach dem aktuellen Zustand der einzelnen Bestände können prinzipiell aber auch zwei Managementformen infrage kommen und sich bedarfsweise abwechseln, d. h., an eine Instandsetzungsmaßnahme schließt sich eine Folgenutzung an (z. B. *Apium repens*) oder auf eine Instandsetzungsmaßnahme bzw. Ersteinrichtung folgt eine ± lange Phase ohne Maßnahmen (z. B. *Coleanthus subtilis*). Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die prinzipiell für die einzelnen Arten erforderlichen Nutzungs- bzw. Pflegeregime sowie die konkret für die einzelnen Populationen aus aktueller Sicht erforderlichen Managementmaßnahmen.

Tab. 73: Erforderliches Management für die einzelnen Arten bzw. Populationen. 1. traditionelle Flächennutzung, 2. bedarfsweise Pflege, 3. Nutzung/Pflegemaßnahmen nicht erforderlich bzw. 4. nicht möglich. Die konkreten Managementmaßnahmen gehen vom gegenwärtigen Zustand der Population aus.

Art/Population	Management konkret
<i>Angelica palustris</i>	1: zweimalige Mahd mit Beräumung (Mai/Juni, September)
01 – N Quellbusch bei Radegast	1: s. o.; 2: Hebung des Gebietswasserstandes
02 – O Zehmitz	1: s. o.
03 – Zwintschöna	1: s. o.
<i>Apium repens</i>	1: Beweidung mit Rindern oder Pferden
01 – Kraatz	1: s. o., 2: flaches Abplaggen auf Teilflächen zur Schaffung von Offenboden
<i>Coleanthus subtilis</i>	3: an das Wasserregime der Fließgewässer ± angepasst
01 – Bleddiner Riß Nord	2: flaches Abplaggen auf Teilflächen zur Freilegung des Diasporenvorrates
02 – Bleddiner Riß Süd	2: flaches Abplaggen auf Teilflächen zur Freilegung des Diasporenvorrates und zur Schaffung von Offenboden
03 – Dorfteich Bleddin	2: flaches Abplaggen auf Teilflächen zur Freilegung des Diasporenvorrates und zur Schaffung von Offenboden
<i>Cypripedium calceolus</i>	2: bedarfsweise vorkommensspezifische Maßnahmen
01 – Tote Täler, Lissenberg	2: auf die Art abgestimmte Mahd zwischen Oktober und März, Erhaltung lichter Gehölzüberschirmung zur Sicherung einer mikrostandörtlichen Frische
02 – Tote Täler, Kleine Nase	2: auf die Art abgestimmte Mahd zwischen Oktober und März, Erhaltung/Herstellung lichter Gehölzüberschirmung zur Sicherung einer mikrostandörtlichen Frische

Art/Population	Management konkret
03 – Forst Bibra, Drachenwinkel-Lehmgrube	2: abgestorbener Kiefernbestand, Herstellung eines halbschattigen Gehölzbestandes
04 – Hangwald NW Plößnitz	2: Erhaltung halbschattiger Gehölzüberschirmung
05 – Waldrand W Plößnitz	2: vorsichtiges Auflichten zur Schaffung halbschattiger Gehölzüberschirmung
06 – Forst Bibra – Plateau	2: Unterlassen forstlicher Maßnahmen, seitliches Auflichten des Vorkommens
07 – Forst Bibra – Kanzel	2: Unterlassen forstlicher Maßnahmen, seitliches Auflichten des Vorkommens
08 – Forst Bibra – Gipsberg	2: abgestorbener Fichtenbestand, Herstellung eines halbschattigen Gehölzbestandes, Kontrolle und Entfernen aufkommender Konkurrenzvegetation (<i>Clematis vitalba</i>)!
09 – Birkengruppe SW Müncheroda	2: auf die Art abgestimmte Beweidung zwischen Oktober und März, Erhaltung der Gehölzüberschirmung zur Sicherung einer mikrostandörtlichen Frische
10 – Langer Berg/Klinge SW Müncheroda	2: Erhaltung der Gehölzüberschirmung zur Sicherung einer mikrostandörtlichen Frische
<i>Jurinea cyanoides</i>	1: Beweidung mit Schafen und möglichst auch Ziegen; (bei Mahd ist die Beräumung des Schnittgutes eingeschlossen) 2: Entnahme bzw. Rückschnitt aufkommender Gehölze (nach Bedarf, bei einigen Populationen jährlich, i. d. R. auch bei Beweidung nötig)
01 – Saaletal S Mücheln	1, 2: s. o.
02 – Lübser Heuberg	2: s. o., sinnvoll wäre ferner Mahd des ruderal beeinflussten, südwestlichen Randes der Offenfläche
03 – Binnendüne N Gerwisch	1, 2: s. o. (2: spätestens mittelfristig, um den guten Flächenzustand zu erhalten)
04 – Binnendüne N Gödnitz	1: tiefe, motormanuelle Mahd (erfolgt aktuell durch das <i>Jurinea</i> -Projekt der HS Anhalt, als Alternative zur Beweidung); 2: jährlicher Gehölzrückschnitt
05 – Heutrockenplatz der Schöneberger Wiesen NW Steckby	1: tiefe, motormanuelle Mahd (erfolgt aktuell durch das <i>Jurinea</i> -Projekt der HS Anhalt, als Alternative zur Beweidung, die kaum umsetzbar sein dürfte); 2: s. o.
06 – Mühlberg NO Steckby	1: s. o., aktuell Beweidung mit Pferden (erfolgt durch das <i>Jurinea</i> -Projekt der HS Anhalt); 2: s. o.
07 – Steinbruch [Sandgrube] Rümken W Westerhausen	1: jährliche Mahd (untere Teilpopulation, Ersatz zur ausbleibenden Beweidung); 2: s. o. (beide Teilpopulationen)
08 – FND ‚Hirtenwiese‘ W Westerhausen	1: jährliche Mahd (Ersatz zur ausbleibenden, kaum mehr umsetzbaren Beweidung); 2: s. o., außerdem Rückschnitt stark beschattender Äste und Beseitigung starker Streuauflagen (Nadelstreu)
09 – Dalgenberg NW Westerhausen	1: jährliche Mahd (Ersatz zur ausbleibenden Beweidung); 2: s. o.
10 – östlicher Hügel S Königstein NW Westerhausen	1, 2: s. o., wobei die <i>Jurinea</i> -Population nur noch ein Expl. umfasst und kaum mehr zu halten sein dürfte
11 – FND ‚Trog‘ NW Quedlinburg	1, 2: s. o., aktuell einzige <i>Jurinea</i> -Population im Harzvorland mit einem straffen, Offenboden schaffenden Weideregime
12 – Kleiner Lehof N Quedlinburg	2: s. o., untere Teilpopulation; 4: obere Teilpopulation

Tab. 73 (Fortsetzung): Erforderliches Management für die einzelnen Arten bzw. Populationen. 1. traditionelle Flächennutzung, 2. bedarfsweise Pflege, 3. Nutzung/Pflegemaßnahmen nicht erforderlich bzw. 4. nicht möglich. Die konkreten Managementmaßnahmen gehen vom gegenwärtigen Zustand der Population aus.

Art/Population	Management konkret
<i>Jurinea cyanooides</i> (Forts.)	
13 – Hammwarte am N-Rand von Quedlinburg	2: s. o.
14 – Günthermannskopf in Quedlinburg	1: tiefe, motormanuelle Mahd (Ersatz zur kaum mehr umsetzbaren Beweidung); 2: s. o.
15 – Großer Thekenberg NW Quedlinburg	1, 2: s. o. (straffe, Offenboden schaffende Beweidung)
16 – Kleiner Thekenberg NW Quedlinburg	Population erloschen
17 – Petersberge am Steinholz NW Quedlinburg	1: s. o. oder ersatzweise jährliche Mahd; 2: s. o.
18 – Weinberg Ost am NO-Rand von Blankenburg/Harz	1, 2: s. o. (aktuell ohne Beweidung, die aber perspektivisch etabliert werden und auch das Umfeld umfassen sollte)
19 – Oranienbaumer Heide Süd	1: extensive Ganzjahresbeweidung mit Heckrindern und Koniks; 2: s. o.
20 – Oranienbaumer Heide Nord	1: extensive Ganzjahresbeweidung mit Heckrindern und Koniks; 2: s. o.
<i>Lindernia procumbens</i>	
01 – Dorfteich Bleddin	2: flaches Abplaggen auf Teilflächen zur Freilegung des Diasporenvorrates und zur Schaffung von Offenboden
<i>Liparis loeselii</i>	
differenziert; späte Mahd mit Beräumung (Spätwinter/Vorfrühling)	
01 – ‚Hammelwiese‘ NO Timmenrode	1: späte Mahd mit Beräumung (Spätwinter/Vorfrühling); 2: Hebung des Wasserstandes
02 – Torfstich Wolfswinkel bei Jessen	2: späte Pflegemahd mit Beräumung (Spätwinter/Vorfrühling) und Gehölzentfernung
03 – S-Ufer Bergwitzsee NW Kemberg	Population erloschen
04 – Tagebaurestloch Golpa IV SW Gräfenhainichen	2: probeweise späte Pflegemahd mit Beräumung (Spätwinter/Vorfrühling) und Gehölzentfernung
05 – ‚Schlangenspring‘ S Schollene	2: späte Pflegemahd mit Beräumung (Spätwinter/Vorfrühling) und Gehölzentfernung; 2: Regulierung des Wasserstandes (Biber)
<i>Buxbaumia viridis</i>	
4: Nutzung/Pflegemaßnahmen nicht möglich	
01 – Bodetal	4
02 – Drei Annen Hohne	4
03 – NO Elbingerode	4
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	
1: bedarfsweise Pflegemahd	
01 – ‚Hammelwiese‘ NO Timmenrode	1: regelmäßige Pflegemahd (ggf. auch nur im 2-jährigen Turnus, nicht im Sommer bzw. während längerer Trockenperioden) 2: Hebung des Wasserstandes (v.a. während des Sommerhalbjahres)

Art/Population	Management konkret
<i>Mannia triandra</i>	4: Nutzung/Pflegemaßnahmen nicht möglich
01 – Kleine Rabenklippe an der Rappbodevorsperre NW Hasselfelde	4
<i>Orthotrichum rogeri</i>	differenziert
01 – Winterberg W Schierke	2: teilweises Entfernen des Fichtenjungwuchses in der Umgebung der Sal-Weiden, besiedelte und potenzielle Trägerbäume
02 – Spielberger Höhe NNO Grockstädt	2: Sträucher um Trägerbaum (Eiche) entfernen
03 – Benneckenstein Ost	3: Nutzung/Pflegemaßnahmen nicht erforderlich
04 – zwischen Rotem Bruch und ehem. Grenzstreifen SW Benneckenstein	2: Fichtenjungwuchs entfernen, um Standort licht zu halten
05 – ehem. Grenzstreifen SO Hohegeiß	2: teilweises Entfernen des Fichtenjungwuchses
06 – nördl. Ortsrand Hohegeiß	3: Nutzung/Pflegemaßnahmen nicht erforderlich
07 – Ziegelrodaer Forst SO Allstedt	1: extensive Beweidung fortsetzen
08 – Waldgebiet zwischen Breitungen und Roßla	3: Nutzung/Pflegemaßnahmen nicht erforderlich

Dank

Vera Grünhage (FH Anhalt, Bernburg) hat als Verantwortliche des ‚Jurinea-Projektes‘ den entsprechenden Abschnitt freundlicherweise kritisch durchgesehen. Frank Meyer (Büro RANA, Halle) gab konstruktive Hinweise zum Manuskript. Dr. Michael Hassler (Bruchsal) stellte dankenswerterweise Fotos von *Coleanthus subtilis* zur Verfügung.

Literatur

- BAUMANN, K. (1999): Vegetation, Verbreitung und Gefährdung basenreich-nährstoffarmer Sümpfe im sachsen-anhaltinischen Harz. – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) 4: 31–44.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) & BLAK (Bund-Länder-Arbeitskreis FFH-Monitoring und Berichtspflicht) (Hrsg.) (2015): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Pflanzen und Moose als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring (2. Überarbeitung). – 78 S.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) & BLAK (Bund-Länder-Arbeitskreis FFH-Monitoring und Berichtspflicht) (Hrsg.) (2017): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring Teil I: Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere) Stand: Oktober 2017. – BfN-Skripten (Bonn-Bad Godesberg) 480: 1–374. http://www.bfn.de/0502_skripten.html [10.01.2023]
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. – BfN-Skripten (Bonn-Bad Godesberg) 278: 1–180.
- BÖHNERT, W.; FRANKE, R. & SUCCOW, M. (1986): Die „Hammelwiese“ im Kreis Quedlinburg. – Möglichkeiten zur Erhaltung eines kleinen Moor-Naturschutzgebietes. – Arch. Natursch. Landschaftsforsch. (Berlin) 26: 1–18.
- DIETRICH, H. (2005): Die Familie der Orchideen. – In: ARBEITSKREISE HEIMISCHE ORCHIDEEN (Hrsg.): Die Orchideen Deutschlands. – Uhlstädt-Kirchhasel, S. 71–88.
- FRANK, D.; BRADE, P.; ELIAS, D.; GLOWKA, B.; HOCH, A.; JOHN, J.; KEDING, A.; KLOTZ, S.; KORSCHESKY, A.; KRUMBIEGEL, A.; MEYER, S.; MEYSEL, F.; SCHÜTZE, P.; STOLLE, J.; WARTHSMANN, G. & WEGENER, U. (2020): Rote Listen Sachsen-Anhalt. 7 Farne und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). – Ber. Landesamt. Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) 1/2020: 151–186.
- FREY, W. & LÖSCH, R. (2004): Lehrbuch der Geobotanik: Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. 2. Aufl. – Elsevier, Spektrum, Akad. Verl., München, 528 S.

- GLOWKA, B. (2021): Monitoring von Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt in Natura 2000-Schutzgebieten – Kurzbericht. – unveröff. Gutachten i. A. des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle, 15 S.
- HANSPACH, D. (2017): Liegendes Büchsenkraut [*Lindernia procumbens* (KROCK.) BORBÁS] – nun auch im Land Brandenburg. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenb. (Berlin) **149**: 5–13.
- HEIN, C. (2009): Erfassung und Bewertung der aktuellen Wald- und waldnahen Vorkommen von Frauenschuh (*Cypripedium calceolus* L.) in Sachsen-Anhalt sowie Ableitung konkreter Managementvorschläge. – unveröff. Gutachten i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- HEIN, C. (2010): Erfassung und Bewertung der aktuellen Vorkommen der FFH-Anhang-II- und -IV-Art Frauenschuh (*Cypripedium calceolus* L.) im Land Sachsen-Anhalt sowie Ableitung konkreter Managementvorschläge an den Offenlandfundorten. – unveröff. Gutachten i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- HEIN, C. & MEYSEL, F. (2010): Verbreitung, Ökologie, Gefährdung und Management der Orchideenart Frauenschuh (*Cypripedium calceolus* L.) in Sachsen-Anhalt. – Ber. Arbeitskrs. Heim. Orchid. (Koblenz) **27** (1): 6–50.
- HERDAM, H. (1999): Zusammenstellung von Grundlagen für die Ausweisung von Gebieten nach EU-FFH-RL. Teilleistung a: Übersicht über das Vorkommen und die aktuelle Bestandssituation der Pflanzenarten nach Anhang 2 der FFH-RL (exklusive der Orchideen). *Jurinea cyanoides*. – unveröff. Gutachten i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- KOMMRAUS, F. (2017): Erfassung und Bewertung der FFH-Art *Jurinea cyanoides* (Sand-Silberscharte) in Sachsen-Anhalt 2016 und 2017. – unveröff. Gutachten i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- KOPERSKI, M. (2011): Die Moose des Nationalparks Harz. Eine kommentierte Artenliste. – Schriftenr. Nationalpark Harz (Wernigerode) **8**: 1–250.
- KRUMBIEGEL, A. (2015): Wiederfund von *Lindernia procumbens* am Bleddiner Dorfteich (Lkrs. Wittenberg). – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) **20**: 25–31.
- KRUMBIEGEL, A.; FRANK, D.; ECKSTEIN, J.; HEIN, C.; KOMMRAUS, F. & MEYSEL, F. (2012): Das Monitoring der Pflanzenarten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt. – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) **17**: 3–24.
- KRUMBIEGEL, A.; KLEIN, S.; BÖNISCH, M. & FRESE, L. (2015): Aktuelle Bestandssituation von *Apium graveolens*, *Helosciadium inundatum* und *H. repens* in Sachsen-Anhalt und Thüringen. – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) **20**: 55–61.
- LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt) (Hrsg.) (1997): Die Naturschutzgebiete Sachsens-Anhalts. – Fischer, Jena u. a., 543 S.
- LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt) (2019): FFH Bericht 2019 <https://lau.sachsen-anhalt.de/naturschutz/natura-2000/ffh-berichte> (https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Natura2000/Berichte/Dateien/2019_Landesbewertung_Arten_ST_ATL_2007_2013_2019_barrierefrei.pdf bzw. https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Natura2000/Berichte/Dateien/2019_Landesbewertung_Arten_ST_KON_2007_2013_2019_barrierefrei.pdf) [11.10.2022]
- LOESKE, L. (1903): Moosflora des Harzes. – Gebrüder Borntraeger, Leipzig, 350 S.
- MEINUNGER, L. & SCHRÖDER, W. (2007): Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. 3 Bände. – Eigenverl. Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg.
- MÜLLER, F. (2009): Bemerkenswerte Moosfunde aus Sachsen-Anhalt. – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) **14**: 33–38.
- MÜLLER, F. & BAUMANN, M. (2004): Zur Bestandssituation der Moosarten der FFH-Richtlinie in Sachsen. – Limprichtia (Bonn) **24**: 169–186.
- MÜLLER, F.; GÜNTHER, K.-F.; HENTSCHEL, J. & LONG, D. G. (2014): Erstfund von *Mannia triandra* (Aytoniaceae, Hepaticae) für den Harz und Sachsen-Anhalt. – Herzogia (Halle) **27**: 147–156.
- N2000-LVO LSA (2018): Landesverordnung zur Unterschutzstellung der Natura 2000-Gebiete im Land Sachsen-Anhalt“ mit Wirkung vom 21. Dezember 2018. – GVBl. LSA S. 659, 662.
- OrgG LSA (2015): Gesetz über die Organisation der Landesverwaltung Sachsen-Anhalt (Organisationsgesetz Sachsen-Anhalt) vom 27. Oktober 2015. – GVBl. LSA 2015, 554.
- PAN & ILÖK (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring.
- RANA (2014): Moor-Monitoring im Rahmen des FFH-LRT-Monitorings Sachsen-Anhalt: Festlegung der Flächenkulisse, Präzisierung der Methodik, Erstaufnahme von Untersuchungsflächen (LRT 3160, 7110, 7120, 7140, 7150, 7210, 7220, 7230, 91D*). – unveröff. Gutachten i. A. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- RAUSCHERT, S. (1970): Beiträge zur Kenntnis der Flora von Mitteldeutschland. – Wiss. Z. Univ. Jena math.-nat. R. (Jena) **19**: 413–418.

- WEDDELING, K.; LUDWIG, G. & HACHTEL, M. (2001): Moose. – In: FARTMANN T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhanges II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie. – Angew. Landschaftsökol. (Münster) **42**: 148–184.
- WIEHLE, W.; LINKE, C.; WACHLIN, V. & HAHNE, K. (2010): *Hamatocaulis vernicosus* (MITTEN) HEDENÄS. – In: I. L. N. Greifswald (2010): Steckbrief FFH-Arten. Greifswald. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_hamatocaulis_vernicosus.pdf [11.10.2022]
- WOLF, T. (2015): Untersuchungen zu den Entwicklungsstadien von *Buxbaumia viridis* (LAM. & DC.) MOUG. & NESTL. (Grünes Koboldmoos). – *Carolina* (Karlsruhe) **73**: 5–15.

Anschriften der Autoren

Dr. Anselm Krumbiegel
Reilstr. 27 b
06114 Halle
E-Mail: anselmkrumbiegel@arcor.de

Philipp Brade
Poststr. 6
06132 Halle
E-Mail: ph_brade@web.de

Christoph Hein
Gartenstr. 3
06632 Gröst
E-Mail: chrstphhein@aol.com

Frank Meysel
Am Klostergarten 4
06295 Eisleben
E-Mail: orchid.meysel@t-online.de

Dr. Jan Eckstein
Arnoldiweg 20
37083 Göttingen
E-Mail: jan.eckstein@web.de

Berit Glowka
Parkstr. 1
06108 Halle
E-Mail: berit_otto@web.de

Dr. Frank Müller
TU Dresden
Institut für Botanik
Mommсенstraße 13
01062 Dresden
E-Mail: frank.mueller@tu-dresden.de