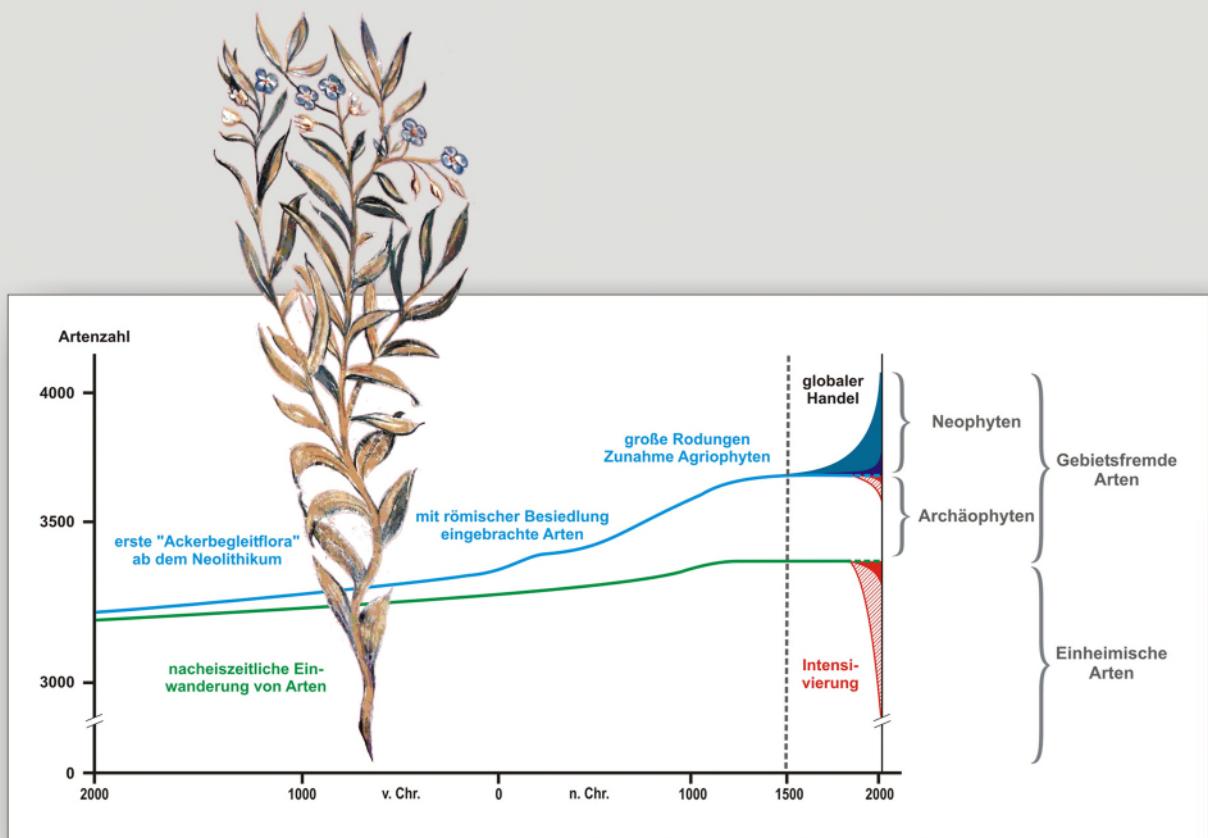


# In Deutschland wild lebende Archäobiota und deren Status im Naturschutz

Maike Isermann, Wolfgang Rabitsch und  
Stefan Nehring

BfN-Schriften  
**710**  
**2024**



# In Deutschland wild lebende Archäobiota und deren Status im Naturschutz

Maike Isermann  
Wolfgang Rabitsch  
Stefan Nehring

## Impressum

**Titelbild:** Graphische Darstellung zur vermutlichen Entwicklung der Anzahl etablierter Arten bei Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland in den letzten 4000 Jahren (verändert und ergänzt nach Korneck et al. 1998) und stellvertretend für die Gruppe der Archäobiota das im 17. Jahrhundert in die florale Deckenmalerei der Bücholder Kirche integrierte Acker-Vergissmeinnicht (*Myosotis arvensis*) (weitere Erläuterungen siehe Textteil und Anhang) (Graphik: © BfN; Foto: © S. Nehring).

### Adressen der Autorin und der Autoren:

Dr. habil. Maike Isermann	Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer Virchowstr. 1, 26382 Wilhelmshaven E-Mail: maike.isermann@nlpvv.niedersachsen.de
Dr. Wolfgang Rabitsch	Umweltbundesamt, Abt. Biologische Vielfalt & Naturschutz Spittelauer Lände 5, 1090 Wien, Österreich E-Mail: wolfgang.rabitsch@umweltbundesamt.at
Dr. Stefan Nehring	Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet II 1.2 „Botanischer Artenschutz“ Konstantinstraße 110, 53179 Bonn E-Mail: stefan.nehring@bfn.de

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).  
BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter [www.bfn.de/publikationen](http://www.bfn.de/publikationen) heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt ([creativecommons.org/licenses](http://creativecommons.org/licenses)).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-472-7

DOI 10.19217/skr710

Bonn - 2024

## Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>5</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>6</b>
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>7</b>
<b>2 Grundlagen.....</b>	<b>9</b>
2.1 Definitionen und Begriffserklärungen.....	12
2.1.1 Einbringungszeit (und Erstnachweis).....	13
2.1.2 Einführungsweise.....	17
2.1.3 Einbürgerungsgrad.....	23
2.1.4 Einheimische und gebietsfremde Arten .....	26
2.1.5 Gefährdungsstatus.....	28
2.1.6 Schutzstatus .....	30
2.1.7 Verantwortlichkeit .....	30
2.1.8 Invasivität.....	31
2.1.9 Naturschutzfachliche Anwendung des Archäobiotakonzeptes.....	32
2.2 Empfehlungen .....	33
<b>3 Artübergreifende Auswertungen.....</b>	<b>39</b>
3.1 Taxonomisches Spektrum .....	39
3.1.1 Gefäßpflanzen und Moose.....	39
3.1.2 Wirbeltiere und Wirbellose Tiere.....	39
3.2 Ursprüngliches Areal .....	40
3.3 Einführungsweise .....	43
3.4 Einfuhrpfade.....	43
3.5 Ersteinbringung und Erstnachweis .....	45
3.6 Status.....	46
3.7 Lebensraum.....	46
3.8 Aktuelle Verbreitung .....	47
3.9 Ausbreitungsverlauf .....	48
3.10 Gefährdungsstatus .....	48
3.11 Verantwortlichkeit .....	49
<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>51</b>
<b>A Anhang: Artenlisten der Archäobiota in Deutschland .....</b>	<b>60</b>
A.1 Artenliste der Archäophyta – Gefäßpflanzen .....	60
A.2 Artenliste der Archäophyta – Moose.....	174
A.3 Artenliste der Archäozoa – Wirbeltiere .....	179
A.4 Artenliste der Archäozoa – Wirbellose Tiere .....	184
A.5 Anhang-Literaturverzeichnis .....	200



Das Acker-Vergissmeinnicht (*Myosotis arvensis*) gilt als Ackerkulturbegleiter und stammt ursprünglich vermutlich aus Vorderasien. Subfossil in Deutschland datiert um 3000 vor Christus. Im 17. Jahrhundert wurde dieser Archäophyt in die florale Deckenmalerei der Bücholder Kirche integriert. (© S. Nehring)

## Zusammenfassung

Die vorliegende Schrift bietet einen Überblick über verschiedene Ansätze und Konzepte zur Differenzierung gebietsfremder Arten verbunden mit der Entwicklung einer fach- und sachgerechten Definition von Archäobiota für den Naturschutz. Erstmals erfolgt hierfür auch die zusammenführende Dokumentation der in Deutschland wild lebenden Archäobiota-Arten. Es wird dabei empfohlen, Archäobiota wie folgt zu definieren: Archäobiota sind jene gebietsfremden Arten, die unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen vor 1492 in das Bezugsgebiet gelangt sind und sich seit vor 1492 dort wild lebend bis heute dauerhaft erhalten (alte eingebürgerte Arten).

Im Zuge dieser Arbeit wurden insgesamt 228 Gefäßpflanzenarten und fünf Moosarten (Archäophyten) sowie sieben Wirbeltierarten und 26 Wirbellosenarten (Archäozoen) als Archäobiota Deutschlands beurteilt, von denen aktuell insgesamt 264 Arten wild lebend vorkommen. In vielen Fällen bestehen Unsicherheiten über den Zeitpunkt der Ersteinbringung, des Erstnachweises und Beginn eines dauerhaften Vorkommens in der Natur, weshalb die Einschätzungen häufig auf indirekter Evidenz (z.B. Art der Ackerbegleitflora, historische Nutzung in der Volksmedizin oder als Gewürzpflanze) beruhen. Diese Einschätzungen sind bei Vorliegen neuer Daten kritisch zu überprüfen. Ein hohes Maß an Unsicherheit wird jedoch aufgrund der spärlichen Datenlage vermutlich immer bestehen bleiben.

Anhand der Ergebnisse lässt sich feststellen, dass mit der neolithischen Landnahme und der Etablierung von Ackerbau und Viehzucht vor ca. 7.000 Jahren in Mitteleuropa die ersten gebietsfremden Arten intrakontinental auf dem Landweg aus Vorderasien und dem Mittelmeerraum nach Mitteleuropa verbracht wurden. Die Entwicklung schritt nur sehr langsam voran und beruhte vor allem auf unabsichtlicher Einbringung – in der Gruppe der Gefäßpflanzen größtenteils mit Arten der Ackerbegleitflora. Viele Pflanzenarten wurden aber auch absichtlich eingeführt, z.B. als Medizinal- oder Gewürzpflanze und verwilderten anschließend.

Die meisten Archäozoen stammen aus Westasien, Südosteuropa oder von der Arabischen Halbinsel. Mit Ausnahme von zwei Arten (*Helix pomatia*, *Mya arenaria*) wurden die Wirbellosen-Archäozoen ausschließlich unabsichtlich eingebracht, wohingegen drei bzw. vier Wirbeltiere absichtlich bzw. unabsichtlich eingebracht wurden.

Viele der wild lebenden Arten der Archäobiota haben heute im Naturschutz neben landeskundlichen und kulturhistorischen Belangen eine wichtige Zeigerfunktion für negative Wirkungen auf die biologische Vielfalt durch die zunehmende Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft. Archäobiota werden daher in der Regel wie einheimische Arten auf Grundlage einer Gefährdungsanalyse in Roten Listen behandelt.

## Abstract

This report provides an overview of various approaches and concepts for the differentiation of alien species combined with the development of a technical and appropriate definition of archaeobiota for nature conservation. For the first time, all archaeobiota species living in the wild in Germany are being documented. It is recommended to define archaeobiota as follows: Archaeobiota are those alien species that arrived in the reference area before 1492 with the direct or indirect involvement of humans and have persisted in the wild since before 1492 until today (naturalized species).

In the course of this work, a total of 228 vascular plant species and five moss species (archaeophytes) as well as seven vertebrate species and 26 invertebrate species (archaeozoans) were assessed as archaeobiota in Germany, of which a total of 264 species currently occur in the wild. In many cases, there are uncertainties about the time of first introduction, the first record and the beginning of a permanent occurrence (establishment) in nature, which is why the assessments are often based on indirect evidence (e.g. type of arable flora, historical use in folk medicine or as a spice plant). These assessments must be critically reviewed when new data become available. However, a high degree of uncertainty will probably always remain due to the scarcity of data.

Based on the results, it can be concluded that with the Neolithic land occupation and the establishment of agriculture and animal husbandry in Central Europe around 7,000 years ago, the first alien species were brought intracontinentally overland from the Near East and the Mediterranean region to Central Europe. The development progressed very slowly and was based primarily on unintentional introduction - in the group of vascular plants mainly with species of the arable flora. However, many plant species were also introduced intentionally, e.g. as medicinal or aromatic plants, and then went wild.

Most archaeozoans originate from western Asia, south-eastern Europe or the Arabian Peninsula. With the exception of two species (*Helix pomatia*, *Mya arenaria*), the invertebrate archaeozoans were introduced exclusively unintentionally, whereas three and four vertebrates were introduced intentionally and unintentionally, respectively.

Today, many of the wild species of archaeobiota have an important role in nature conservation as indicators of the negative effects on biodiversity caused by the increasing intensification of agriculture and forestry, in addition to their importance for regional and cultural history. Archaeobiota are therefore generally treated like native species in analysis of threats and extinction risks in Red Lists.

## 1 Einleitung

Die Häufigkeit und Frequenz des Auftretens von Tier-, Pflanzen- und Pilzarten in Regionen, die sie aus eigener Kraft nicht erreichen können, hat in den letzten Jahrzehnten in Europa und weltweit deutlich zugenommen (z.B. Tittensor et al. 2014, van Kleunen et al. 2015, IPBES 2019, 2024, Diagne et al. 2021; Abb. 1). Eine Trendumkehr bei diesen so genannten gebietsfremden Arten ist nicht absehbar, vielmehr lassen andere Faktoren, wie Klimawandel, Landnutzungsänderungen und insbesondere der globale Handel, eine weitere Zunahme vermuten (z.B. Seebens et al. 2015, 2017, 2018, 2021, Hulme 2016, Dullinger et al. 2017, Haubrock et al. 2023, Roy et al. 2023).

Es ist zudem bekannt, dass die Bedeutung der absichtlichen und unabsichtlichen Einbringungspfade gebietsfremder Arten durch den Menschen im Lauf der Zeit Veränderungen unterworfen ist (Essl et al. 2015, Roy et al. 2023). Während die Bedeutung von Tierhaltungen (Zoos, Pelzfarmen) abnimmt, nehmen Importe von Waren und Gütern und unabsichtliche kontinentübergreifende Einschleppungen von „blindem Passagieren“ zu (Seebens et al. 2021, Mayer et al. 2023). Die Bedeutung des Internethandels und z.B. des Tourismus (vor allem in bisher wenig erschlossenen Gebieten) als Einbringungspfade wird sich vermutlich in den nächsten Jahren und Jahrzehnten weiter verstärken (Anderson et al. 2015, Humair et al. 2015, IPBES 2019, 2024, Seebens et al. 2021).

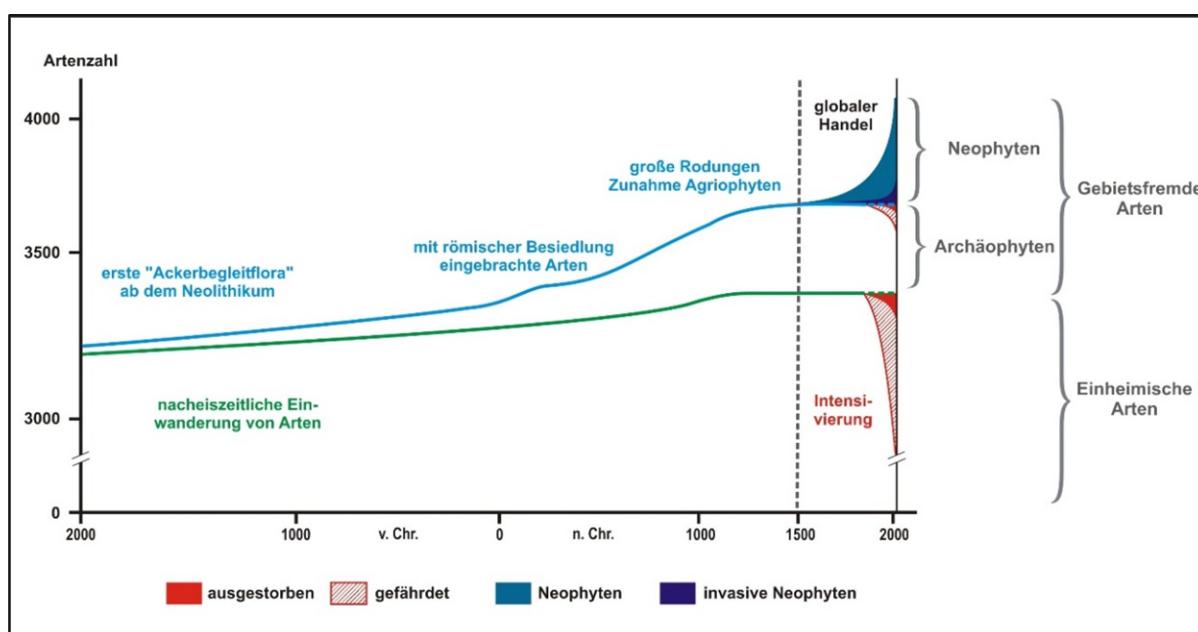


Abb. 1: Vermutliche Entwicklung der Anzahl etablierter Arten bei Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland in den letzten 4000 Jahren. Wesentliche Ursache des Anstiegs der Artenanzahl ist der natürliche Prozess der nacheiszeitlichen Einwanderung einheimischer Arten. Gleichzeitig stiegen auch die anthropogenen bedingte Einschleppung und Ausbringung gebietsfremder Arten, deren Anzahl vor allem während der letzten 500 Jahre stark zugenommen hat und auch zunehmend invasive Arten umfasst. Seit rund 150 Jahren verursachen insbesondere die intensive Landwirtschaft und die Industrialisierung einen Rückgang in der Gesamtanzahl einheimischer und archäophytischer (alteingebürgter) Arten und es sterben vermehrt Arten aus (verändert und ergänzt nach Korneck et al. 1998).

Neben invasiven und potenziell invasiven Arten, die einheimische Arten gefährden, führt die anhaltende Einbringung gebietsfremder Arten allgemein zu einer taxonomischen und phylogenetischen Homogenisierung früher getrennter Biozönosen und daher zu einem übergeordneten Biodiversitätsverlust (Winter et al. 2009, Yang et al. 2021). Gebietsfremde Arten werden daher auch als ein Merkmal des Anthropozäns gewertet (z.B. Capinha et al. 2015), einer Epoche, in der der Mensch zu einem nachweisbaren Einflussfaktor auf die biologischen, geologischen und atmosphärischen Prozesse der Erde geworden ist (Lewis & Maslin 2015).

Trotz dieser hoch dynamischen, aktuellen Entwicklungen haben Menschen auch schon in der Vergangenheit Arten absichtlich und unabsichtlich über natürliche Ausbreitungsbarrieren hinweg transportiert. Aufgrund der technischen Möglichkeiten waren Qualität und Quantität dieser Prozesse jedoch naturgemäß geringer als heute. Besonders im deutschsprachigen Raum wird das Jahr 1492 als symbolische Grenze für die Zunahme des interkontinentalen Waren- und Gütertauschs gesehen und auch in der Geschichtsforschung wird der Beginn der Neuzeit mit der Entdeckung Amerikas durch Christoph Kolumbus als Zeitenwende verstanden (Kowarik 2010). So ergibt sich bei den gebietsfremden Arten die schon „klassische“ Trennung in Archäobiota und Neobiota (Abb. 1). Während das Wissen zu den Neobiota in Deutschland in den letzten Jahren deutlich zugenommen hat, liegt es für Archäobiota bisher nur verstreut und manchmal sogar widersprüchlich vor. In Deutschland sind unter den etablierten Arten der Farn- und Blütenpflanzen aktuell etwa 84 % einheimisch und 16 % gebietsfremd mit rund 6 % Archäophyten und 10 % Neophyten. Der Anteil Letzterer nimmt seit wenigen Jahrzehnten stark zu und umfasst immer mehr invasive Arten (Nehring et al. 2013, Nehring 2016, Metzing et al. 2018).

Das Ziel des vorliegenden Kompendiums ist es, Ansätze und Konzepte zur Differenzierung gebietsfremder Arten zu analysieren und für den Naturschutz fach- und sachgerechte Definitionen von Archäobiota und Neobiota in Anwendung zu bringen. Ein weiterer Schwerpunkt ist dabei die zusammenführende Erfassung der Archäobiota Deutschlands verbunden mit der Erhebung spezifischer Angaben zu ihrer Einfuhrgeschichte und zu ihrem Status.

## Danksagung

Wir bedanken uns für die freundliche Unterstützung und hilfreichen Kommentare von (in alphabetischer Reihenfolge): Sandra Balzer, Steffen Caspari, Oliver Dürhammer, Franz Essl, Dieter Frank, Clara Frasconi Wendt, Henning Haeupler, Ivan Hoste, Elisabeth Hüllbusch, Miroslav Jursík, Mathias Kuemmerlen, Ingolf Kühn, Zdenka Lososova, Elke Mähnert, Rudolf May, Detlev Metzing, Hans-Helmut Poppendieck, Melanie Ries, Michael Ristow, Manfred Rösch, Uwe Schippmann, Andreas Suchopar, Erik Welk, Burghard Wittig, Daniel Wolf, Frank Zimmermann.

## 2 Grundlagen

Im Rahmen von naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen für Neobiota wurden teilweise auch Daten zu Archäobiota in Deutschland durch das Bundesamt für Naturschutz in Zusammenarbeit mit verschiedenen Expertinnen und Experten erhoben und publiziert (Wirbeltiere: Nehring et al. 2015a; Wirbellose Tiere: Rabitsch & Nehring 2017, 2022, 2023; Gefäßpflanzen: Nehring et al. 2013; Niedere Pflanzen und Pilze: Rabitsch & Nehring 2017, 2021). Um ein möglichst vollständiges Bild der Archäobiota in Deutschland als Kompendium zur Verfügung zu stellen, wurden vorhandene und neu erhobene Angaben in der vorliegenden Schrift zusammengestellt und gemeinsam ausgewertet. Dabei wurden auch verschiedene Ansätze und Konzepte zur Differenzierung gebietsfremder Arten analysiert und mit der Entwicklung einer fach- und sachgerechten Definition von Archäobiota für den Naturschutz verbunden.

Im Detail wurden für alle in Deutschland nachgewiesenen Archäobiota die "Allgemeinen Angaben" der Naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung (Nehring et al. 2015b) erhoben (Systematik und Nomenklatur, Lebensraum, Status, Ursprüngliches Areal, Einführungsweise, Einführvektoren, Ersteinbringung und Erstnachweis) sowie Angaben zu den „Zusatzkriterien“ (Aktuelle Verbreitung) und den „Biologisch-ökologischen Zusatzkriterien“ (Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen) gemacht. Diese Informationen wurden als artspezifische Anmerkungen für jede bearbeitete Art verschriftlicht. Weiterhin wurden Informationen zum Gefährdungsstatus nach aktuellen Roten Listen und zur Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Arten recherchiert. Zudem wurde geprüft, ob Hinweise zur Invasivität einer Art für Deutschland vorliegen.

### Gefäßpflanzen

Die Erstellung einer zu prüfenden Artenliste von Gefäßpflanzen (Archäophyten) erfolgte durch Sondierung der Angaben insbesondere aus Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002), FloraWeb (2023) und Müller et al. (2016, 2021). Systematik und Nomenklatur der Gefäßpflanzen richten sich nach Buttler et al. (2018). Ergänzt wurden Synonyme, die in den genutzten Quellen der jeweiligen Steckbriefe als (damals) gültige Namen verwendet wurden. Die Angabe zum Status richtet sich in der Regel nach Hand et al. (2024). Als grundlegendes Werk wurde Hegi (1975-1995) verwendet. Informationen zur aktuellen Verbreitung und zum aktuellen Ausbreitungsverlauf richten sich größtenteils nach Bettinger et al. (2013), Metzing et al. (2028) und Hand et al. (2024). Die hier verwendeten Angaben im Bezug zur Gefährdung in Deutschland sowie zur Verantwortlichkeit Deutschlands folgen Metzing et al. (2018).

### Moose

Die Erstellung einer zu prüfenden Artenliste von gebietsfremden Moosen erfolgte durch Sondierung der Angaben vor allem aus Nebel & Philippi (2000), Dierßen (2001), Söderström (1992), Söderström et al. (2002), Hill et al. (2007) und Essl & Lambdon (2009). Grundsätzlich liegen für Moose keine Informationen zur Ersteinbringung vor 1492 vor. Angaben zu Erstnachweisen sind nicht vor 1800 bekannt. Archäologische Nachweise von Moosarten aus dem Mittelalter und der Frühen Neuzeit finden sich vor allem in Holzfugen von Gebäuderesten, Latrinen und Kloaken sowie in Brunnenanlagen (Frahm 2004, Frahm & Wiethold 2004). In der Vergangenheit wurde angenommen, dass von circa 1200 Laub- und Lebermoosen in der ehemaligen Bundesrepublik Deutschland circa 40-50 Arten als Archäophyten einzustufen sind (Philippi 1976). Heute werden nur wenige Moosarten als Archäophyten bewertet. So wird z.B. für *Sphaerocarpos michelii* und *S. texanus* angenommen, dass sie nach einer möglichen

Einschleppung nicht überleben konnten, bevor geeignete offene Standorte durch die Landwirtschaft geschaffen wurden (Hill et al. 2007). Andere Arten werden als Archäophyten bewertet (Nebel & Philippi 2000), da sie insbesondere auf Stoppeläckern vorkommen, z.B. *Anthoceros agrestis* und *A. neesii* (Frahm 2011). Diese Einstufung wird jedoch erschwert, da beide Arten erst in neuerer Zeit unterschieden werden (Meinunger & Schröder 2007a). *Anthoceros neesii* wurde von J. Futschig (vor 1980) in Hessen gefunden (Grolle 1983), wird hier jedoch nicht aufgeführt, da die Art erst in neuerer Zeit von *A. agrestis* getrennt wurde. Für einige Arten ist nicht zu ermitteln, ob es sich um einheimische oder gebietsfremde Arten handelt. Für diese so genannten kryptogenen Arten werden im Anhang einige Beispiele eingehender betrachtet. Zusätzlich sind in diesem Kontext u.a. auch verschiedene Arten aus der Gattung *Bryum* zu nennen, für die eine gebietsfremde Herkunft nicht vollkommen auszuschließen ist (Essl & Lambdon 2009, Frey et al. 1995, 2006, Hill et al. 2007).

Systematik und Nomenklatur der Moose richten sich nach Caspari et al. (2018). Ergänzt wurden häufige Synonyme. Die Angabe zum Status wurde auf Basis von Caspari et al. (2018) und Meinunger & Schröder (2007a, b, c) abgeleitet. Informationen zur aktuellen Verbreitung und dem Ausbreitungsverlauf basieren auf Caspari et al. (2018) und Meinunger & Schröder (2007a, b, c) und wurden durch weitere Quellen ergänzt. Die hier verwendeten Angaben zur Gefährdung in Deutschland folgen Caspari et al. (2018).

## Flechten

Hinsichtlich der Flechten liegen keine Hinweise vor, dass gebietsfremde Arten vor 1492 in Deutschland eingebracht wurden (Breuss 2002, Wittenberg 2005, Rabitsch & Nehring 2021).

## Pilze

Die Erarbeitung einer Liste von wild lebenden gebietsfremden Pilzen, die vor 1492 in Deutschland eingebracht worden sind, ist mit besonders großen Unsicherheiten belastet. Da Pilze erst seit Mitte des 19. Jh. systematisch erfasst werden, liegen keine belastbaren Informationen über eine frühe Ersteinbringung oder einen frühen Erstnachweis in Deutschland vor. Als Hilfskriterium könnte die Wirtspflanzenbindung zumindest für phytoparasitische Kleinpilze herangezogen werden. Vor allem bei Arten, die auf Archäophyten vorkommen, ist es jedoch schwer zu belegen, wann diese genau nach Deutschland gelangt sind. Eine gleichzeitige Einbringung mit den Wirtspflanzen ist nicht zwingend. So sind nach Thiel et al. (2023) phytoparasitische Pilze in der Regel seltener und oft weniger weit verbreitet als ihre Wirte. Damit ist eine Etablierung der Pilze abgeleitet durch eine vorliegende Etablierung der Wirtspflanze *per se* nicht ohne weitere Begründung anzunehmen. Aufgrund der vielen Unsicherheiten wird daher hier auf eine Listung möglicher Archäomyzeten verzichtet (vgl. auch Rabitsch & Nehring 2017, 2021). An ausschließlich kultivierten gebietsfremden Pflanzenarten vorkommende gebietsfremde phytoparasitische Kleinpilze werden im Gegensatz zu Thiel et al. (2023) auf Grund fehlender wild lebender Vorkommen in Deutschland grundsätzlich als Neomyzeten aufgefasst.

## Wirbeltiere

Für die Erstellung einer Liste der Wirbeltier-Archäozoen wurden neben Nehring et al. (2015a) und der dort zitierten Quellen weitere Publikationen geprüft. Insgesamt konnten nur wenige Wirbeltierarten als Archäozoen eingestuft werden. Nach Nehring et al. (2015a) sind hierfür insbesondere drei Gründe ausschlaggebend. Vor 5.000 Jahren holten die Menschen nicht nur die bekannten Kulturpflanzen ins Land, vom Getreide bis zu den Obstbäumen, sondern unabsichtigt auch eine große Zahl vergesellschafteter Pflanzenarten der so genannten

Ackerbegleitflora. Auf Grund der relativ geringen Anzahl von Wirbeltierarten, die mit Kulturpflanzen vergesellschaftet leben, und auf Grund ihrer nicht zu übersehenden Körpergröße ist eine unbeabsichtigte Einschleppung nur auf sehr geringem Niveau erfolgt. Zum Zweiten sind aus zwei Gruppen (Reptilia und Amphibia) überhaupt keine Archäozoa bekannt, was auf ihre komplexen Lebensansprüche sowie auf das zu damaligen Zeiten beim Menschen nicht vorhandene Interesse, diese Tierarten als Nutz- oder Heimtiere zu halten, zurückzuführen ist. Zum Dritten liegt dieser Unterschied auch auf der hohen natürlichen Mobilität von Wirbeltieren (speziell Mammalia und Aves) begründet. So ist bei vielen seit mehr als 500 Jahren im Gebiet lebenden Tierarten heute nicht mehr zu entscheiden, ob sie direkt oder indirekt durch den Menschen oder durch natürliche Arealerweiterungen in das Gebiet gelangt sind. Teilweise könnten auch beide Ereignisse parallel zum Tragen gekommen sein. Zusätzlich ist in alten Quellen die Abgrenzung zwischen wild lebenden und Gattervorkommen oft nicht eindeutig spezifiziert. Daher bestehen zum Teil Schwierigkeiten bei der Zuordnung einer seit vor 1492 bis in das heutige Zeitalter anhaltenden langfristigen Etablierung in der Natur, die für eine Klassifizierung als Archäozoon erforderlich ist.

### **Wirbellose Tiere**

Für die Erstellung einer Liste der Wirbellosen-Archäozoen wurde neben Rabitsch & Nehring (2017, 2022, 2023) eine Vielzahl von Einzelpublikationen geprüft, in zahlreichen Fällen konnten aber keine eindeutigen Belege für eine nachvollziehbare zeitliche Zuordnung für die Eingriffung und für ein Auftreten in der Natur vor oder nach 1492 getroffen werden. Dies liegt zum einen in der Vergänglichkeit vieler Wirbelloser, von denen nur in wenigen Tiergruppen (z.B. Schneckengehäuse, Käfer-Flügeldecken) Überreste über längere Zeiträume überdauern. Zum anderen haben sich zahlreiche Arten an die vom Menschen geschaffenen Lebensräume und das vom Menschen gemachte Ressourcenangebot angepasst und sind zu „synanthropen“ Arten geworden, d.h. Arten, die „im Gefolge“ der Menschen leben und für die mitunter weder ihre ursprüngliche Herkunft noch ihre ursprüngliche Lebensweise bekannt sind. So hat man einige Schabenarten bislang noch nie im Freiland angetroffen und alle Nachweise stammen aus dem menschlichen Umfeld. Auch die meisten vorhandenen subfossilen Überreste von Insektenarten stammen aus archäologischen Ausgrabungen von Brunnen, Gräbern, Latrinenbehältern oder Vorratslagern (Koch 1971, Schmidt 2012a, 2012b). Dennoch wäre eine automatische Listung aller synanthropen Tierarten oder aller Vorratsschädlinge als Archäozoen sicherlich verfehlt. Die Kombination von bekannter gebietsfremder Herkunft (oder zumindest vermuteter Herkunft im Falle von bekannter strenger Wirtsartenbindung) und subfossilen Nachweisen in Verbindung mit den bekannten ökologischen Ansprüchen erlaubt eine Zuordnung als Archäozoon. In vielen Fällen fehlen aber Nachweise oder eine Unterscheidung zwischen einheimisch und gebietsfremd ist nicht sicher möglich. Besonders problematisch erscheinen hier Insektenarten, die monophag an Archäophyten leben. Eine vollständige Auflistung dieser Arten wäre mit zu vielen Unsicherheiten behaftet, zumal auch „monophage“ Arten gelegentlich an anderen Wirtspflanzen beobachtet werden können.

Schwierig ist auch die Gruppe der Wirbellosen-Arten, die Krankheiten auslösen können. Hier gibt es ebenfalls große Informationsdefizite zum ursprünglichen Areal, anschließende Verbreitungswege und wildlebende Vorkommen. Am Besten dokumentiert sind bekannte Krankheiten wie z.B. Malaria und Leishmaniose, deren Erreger (aus der Gruppe der Protozoa) durch Rabitsch & Nehring (2022) ausschließlich als Neobiota oder im Fall der Amöbenruhr als einheimisch klassifiziert wurden. Im Anhang A4 wird eine Liste von Tierarten vorgelegt, für die wesentliche Verdachtsmomente bestehen, dass sie gebietsfremd sind und sich vor 1492

dauerhaft in der Natur von Deutschland etablieren konnten, für die jedoch keine physischen Belege existieren. Diese vorgelegte Liste der Wirbellosen-Archäozoen ist daher mit hohen Unsicherheiten behaftet und beruht auf einer Abschätzung der Wahrscheinlichkeit der Einbringung nach Deutschland auf Grundlage von historischen Nachweisen aus anderen Teilen Europas, der aktuellen Verbreitung und der Biologie der Arten.

## 2.1 Definitionen und Begriffserklärungen

Die Beschreibung des Status der Arten/Sippen setzt sich aus räumlichen und zeitlichen Komponenten zusammen. Umfassende Gliederungen liegen für Gefäßpflanzen vor (Tab. 1):

Tab. 1: Benennung von gebietsfremden Gefäßpflanzen nach verschiedenen Kriterien; verändert und ergänzt nach Schröder (1969, 2000), Klingenstein et al. (2005) und Kowarik (2010).

Gruppierungen nach		Etablierte Arten		Nicht etablierte Arten	
Einbürgerungsgrad		In natürlicher Vegetation	In anthropogener Vegetation	Wildwachsend	Kultiviert
		Agriophyten	Epökophyten	Ephemero-phyten	Ergasiophyten
		Eingebürgerte		Unbeständige	Kultivierte
		Wildwachsende Adventive			
Gruppierungen nach		Vor 1492		Archäophyten	
Einbringungszeit		Nach 1492		Neophyten	
Gruppierungen nach Einführungsweise		Absichtlich	Ergasiophyophyten		Ergasiophyten
		Unabsichtlich	Xenophyten		
		Infolge anthropogener Veränderungen eingewandert	Akolutophyten		
Gruppierungen nach Kombination von Einbringungszeit und Einbürgerungsgrad					
Vor 1492 eingebracht und seit vor 1492 bis heute dort etabliert <sup>1</sup>		Archäophyten			
Nach 1492 eingebracht oder nicht seit vor 1492 dauerhaft etabliert		Neophyten			

<sup>1</sup> ggfs. heute durch menschliches Einwirken nur noch unbeständig auftretend

Rikli (1903) verwendet wohl erstmals den Begriff „Anthropochoren“ für gebietsfremde Arten in folgender Definition: „Als Anthropochoren bezeichnen wir alle diejenigen Pflanzen, welche ohne Zutun des Menschen, sich hauptsächlich nur auf den durch die Kultur geschaffenen, künstlichen Standorten ansiedeln. Die Anthropochoren umfassen somit alle Ackerunkräuter, sowie die gesamte Ruderal- und Adventivflora“. Thellung (1915) definiert den Begriff in abgewandelter Form als: „durch den Menschen verbreitete“ Pflanzen und inkludiert (1) „Kulturpflanzen, die vom Menschen absichtlich (oft aus größerer Entfernung) eingeführt werden,

sowie deren Abkömmlinge; und (2) Unkräuter im weiteren Sinne, die ihre Einschleppung der unbewußten Vermittlung des Menschen verdanken“.

In einem Versuch die verschiedenen Definitionen zusammenzuführen, stellt Schröder (1969) den einheimischen Sippen (Idiochore) die Anthropochoren gegenüber und versteht darunter „alle Sippen, die in einem Florengebiet nur infolge direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen vorhanden sind“. Holub & Jirásek (1967) beziehen den Begriff Anthropochore dagegen auf die Ausbreitungsweise, und bezeichnen damit Pflanzen, die „durch mannigfaltige Haftvorrichtung an den Früchten oder Samen für eine direkte Verbreitung durch den Menschen angepaßt sind“.

Schröder (1969) untergliedert die Anthropochoren in wildwachsende „Adventive“, und nur in Kultur vorkommende „Kultivierte“. Kühn & Klotz (2002) verstehen dagegen unter gebietsfremden Sippen nur die Adventiven und separieren die Kulturpflanzen nicht generell, sondern trennen sie hinsichtlich der Einführungsweise (s. Kapitel 3.1.3) als „verwilderte Nutzpflanzen bzw. verwilderte Zierpflanzen“. Bereits Thellung (1915) hebt hervor, dass „die Domestikation lediglich als ein Faktor betrachtet wird, der Pflanzenwanderungen ermöglicht“, und folgert, dass daher „an dieser Stelle weniger die angebauten Arten auf dem Kulturland selbst, wo sie gepflanzt und gehegt werden, als vielmehr die aus irgendeiner Ursache auf andere Standorte übergehenden Individuen“ interessieren. Aufgrund des naturschutzfachlichen Schwerpunktes der Invasivitätsbewertung von Arten (vgl. Nehring et al. 2015b) werden daher hier, nur wild lebende Sippen berücksichtigt, die außerhalb menschlicher Obhut und Pflege aus eigener Kraft auftreten. Kulturarten, die ausschließlich in vom Menschen geschaffenen (und erhaltenen) Lebensräumen vorkommen, sind von der Bearbeitung ausgenommen.

Dies gilt analog auch für domestizierte Nutztiere. Der Begriff „außerhalb menschlicher Obhut“ ist in der Zoologie nicht automatisch mit „Vorkommen in der Natur“ gleichzusetzen. Nach Geiter et al. (2002) können auch synanthrope Arten in Wohnungen, Gewächshäusern oder Lagerhallen gebietsfremde Arten sein, weil sie dort vom Menschen nicht gepflegt werden und somit wild (frei) leben.

Die gebietsfremde Flora eines Gebietes kann in Anlehnung an Schröder (1969) nach drei verschiedenen Prinzipien unterteilt werden (Tab 1): Einbringungszeit (Kap. 2.1.1), Einführungsweise (Kap. 2.1.2), Einbürgerungsgrad (Kap. 2.1.3). Zur Beschreibung des Status einer Sippe gilt im Naturschutz als zweckmäßig die kombinierte Angabe von Einbringungszeit und Einbürgerungsgrad (Kap. 2.1.3.1, 2.2) (Tab. 1).

### 2.1.1 Einbringungszeit (und Erstnachweis)

Die Einbringungszeit wird definiert als „Zeitpunkt der Ersteinbringung nicht wild lebender Individuen der gebietsfremden Art in das Bezugsgebiet“ (Nehring et al. 2015b), also z.B. der Erstimport von Tieren für die Haltung in Zoos oder von Pflanzen in Botanischen Gärten. Der „erste Nachweis eines wild lebenden Individuums im Bezugsgebiet“ wird bei Nehring et al. (2015b) als „Erstnachweis“ und bei Kühn & Klotz (2002) als „Einbürgerungszeit“ bezeichnet. Die Ersteinbringung liegt immer vor dem Erstnachweis, die Verzögerung zwischen beiden Ereignissen kann – je nach Organismengruppe – einige Jahre bis über ein Jahrhundert dauern (z.B. Kowarik 1992). Stellt der Erstnachweis einer Art den Beginn nachfolgender Invasionen dar, wird die zeitliche Verzögerung zwischen Ersteinbringung und Erstnachweis auch als „Time lag“ bezeichnet (Kowarik 1995). Der mittlere „Time lag“ für etablierte gebietsfremde Gefäßpflanzen in Deutschland liegt bei 129 Jahren, für Wirbeltiere bei 74 Jahren, und für aquatische

Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose bei nur rund 9 Jahren (Nehring et al. 2013, 2015a, Rabitsch & Nehring 2017).

Im Allgemeinen wird in Europa das Jahr 1492 als Zeitpunkt der Ersteinbringung für die Unterscheidung zwischen Archäobiota und Neobiota gewählt (z.B. Geiter et al. 2002, Kowarik 2002, 2010, Kühn & Klotz 2002). Archäobiota gelten im Allgemeinen als „vor der Entdeckung Amerikas in prähistorischer oder historischer Zeit“ eingebrachte Arten (Kühn & Klotz 2002). Der Etablierungsgrad wird dabei häufig nicht näher betrachtet (vgl. Tab. 1). Die Arten müssen aber im Bezugsgebiet „wild leben“, d.h. außerhalb menschlicher Obhut vorkommen und somit muss auch der Erstnachweis vor 1492 erfolgt sein oder zumindest vermutet werden. Andererseits werden z.B. in Irland Arten/Sippen, die vor 1492 (1500) eingebracht wurden, jedoch nur unbeständig vorkommen, als Neophyten eingestuft (Williamson et al. 2008). Für die Unterscheidung einheimisch oder gebietsfremd ist – im Gegensatz zur Einführungsweise – die Reproduktion nicht entscheidend: Periodische Vorkommen von Zugvögeln, die ohne menschliche Unterstützung in das Bezugsgebiet gelangen, gelten ohne Reproduktion im Gebiet als einheimisch, während die aus Nordamerika stammende Rotwangen-Schmuckschildkröte, die sich in Deutschland bislang nur in Ausnahmefällen eigenständig fortpflanzt, als „unbeständiges Neozoon“ gilt.

Die ältesten Herbarien in Deutschland stammen aus der zweiten Hälfte des 16. Jahrhunderts: Von Hieronimus Harder, aus der Umgebung von Ulm, das erste Herbarium aus dem Jahr 1562, das zweite Herbarium aus den Jahren 1576 bis 1594, das dritte aus dem Jahr 1594 und das vierte Herbarium aus dem Jahr 1599; von Caspar Ratzenberger aus den Jahren 1592 und 1598 (Schinnerl 1912, Haug 1915, Metzing pers. Mitt.). In vielen Fällen ist jedoch nicht eindeutig zu entscheiden, ob es sich bei den Belegen um einen Nachweis einer wild wachsenden Pflanze gehandelt hat. So schreibt Harder im Jahr 1594, dass „die meisten mühsam aus Feld und Wald zusammengesucht, einige auch in seinem Garten gezogen“ wurden (Schorler 1908). In den Herbarien von Harder sind somit vermutlich vor allem wild wachsende Pflanzen enthalten, doch kann nicht ausgeschlossen werden, dass die eine oder andere Art aus Gärten entnommen wurde.

Liegt die Einbringungszeit sehr wahrscheinlich vor 1492, sind jedoch die Hinweise und Erkenntnisse auf ein mögliches dauerhaftes wild lebendes Vorkommen vor 1492 bis heute unzureichend, ist also nicht eindeutig zwischen Archäobiota und Neobiota zu unterscheiden, gilt in der Praxis als zweckmäßige Lösung diese gebietsfremden Arten als so genannte „fragliche Archäobiota“ zu bezeichnen (vgl. auch Kühn & Klotz 2002). Ist nicht eindeutig zwischen einheimischen und gebietsfremden Arten zu unterscheiden, ist es international üblich, den Begriff „kryptogen“ zu verwenden (vgl. Carlton 1996).

Schröder (1969) untergliedert die „Adventiven“ (wild wachsende gebietsfremde) in Altadventive (Archäophyten) und Neuadventive (Neophyten), demnach sind seine Archäophyten als gebietsfremde Arten anzusehen. Als Neophyten werden Arten bezeichnet, deren „Einwanderung erst in historischer Zeit erfolgte, d.h. entweder durch direkte Nachrichten belegt ist, oder aber aus sachlichen Gründen erst nach einem bestimmten Datum möglich war, z.B. bei allen amerikanischen Elementen erst nach 1492“ (Schröder 1969).

Auch in anderen europäischen Ländern, wie z.B. Großbritannien, kann das Jahr 1500 als geeigneter Zeitpunkt zur Unterscheidung von Archäobiota und Neobiota gewählt werden, denn zwischen 1485 und den 1540er Jahren endete das Mittelalter in Großbritannien und eine Zeit radikalen gesellschaftlichen Wandels (Demographie, Landwirtschaft, Handel, Industrie) setzte

ein (Preston et al. 2004). Offensichtlich ist der Zeitpunkt in anderen Regionen aber irrelevant, z.B. erfolgte die erste Besiedlung Australiens („first fleet“) durch europäische Siedler im Jahr 1788. Es gibt jedoch auch in Mitteleuropa abweichend gewählte Zeitpunkte, so z.B. in der Roten Liste Gefäßpflanzen Mecklenburg-Vorpommern (Voigtländer & Henker 2005), in der Archäophyten als Sippen definiert werden, deren Einbringung von der Jüngeren Steinzeit bis zur Neuzeit, etwa bis 1770, erfolgte.

Die entsprechenden Begriffspaare bei Tieren und Pilzen finden sich erst später in der Literatur. Kinzelbach (1972) und Kreisel & Scholler (1994) sprechen von Neozoen und Neomyzeten, wodurch die korrespondierenden Einbringungen „in historischer Zeit“ (also vor 1492) als Archäozoen und Archäomyzeten bezeichnet werden können (vgl. auch Geiter et al. 2002, Kowarik 2010).

Während die Dokumentation von Wirbeltieren, die durch den Menschen vor 1492 eingebracht wurden, durch historische Dokumente oder Knochenfunde teilweise belegt werden kann, sind ähnliche Belege für Wirbellose nur in Ausnahmefällen vorhanden. Geiter et al. (2002) weisen darauf hin, dass bei vielen seit Jahrtausenden im Gebiet lebenden Tierarten nicht zu entscheiden ist, ob sie durch den Menschen in das Gebiet gelangt sind oder evtl. einheimisch sind („kryptogen“ nach Nehring et al. 2015b). Sie bezeichnen „vor dem Jahr 1492 eingeführte oder eingeschleppte Tiere, besonders die Kulturfolger aus der Zeit der Neolithischen Revolution“ als Archäozoen, also Arten, die durch den Ackerbau (z.B. als Vorratsschädlinge) und/oder die Viehzucht aus dem Vorderen Orient nach Europa gelangten und die gelegentlich als subfossile Reste (Knochen, Käfer-Flügeldecken) in Ausgrabungen festgestellt werden. Viele dieser Arten stammen aus dem Gebiet des „Fruchtbaren Halbmondes“ und zeigen heute eine zusammenhängende Verbreitung bis nach Mitteleuropa. Geiter et al. (2002) ziehen somit das Herkunftsgebiet und das aktuelle Verbreitungsmuster als Hilfskriterien für die Unterscheidung dieses „Organismenkomplexes“ von Arten heran, die mit den Tätigkeiten des Menschen (Ackerbau, Viehzucht) verbunden sind. Eine sichere Unterscheidung nach der Einbringungszeit ist aber manchmal nicht möglich und aufgrund der meist lückenhaften oder fehlenden vorneuzeitlichen Datenlage bleiben hier hohe Unsicherheiten der Klassifikation bestehen. Es ist zudem unsicher, ob diese Arten durchgehend im Bezugsgebiet reproduziert haben oder immer wieder neuerlich zu verschiedenen Zeitpunkten eingeschleppt wurden (siehe weiter unten). Geiter et al. (2002) nennen als Beispiele für Archäozoen in Deutschland unter anderem das Heimchen, Silberfischchen, Orientalische Schabe und Bettwanze. Insbesondere bei Arten, die nicht in der Natur überlebensfähig sind, und nur in Gebäuden überleben können, ist schließlich eine Experteneinschätzung aufgrund der Biologie und Ökologie der Arten erforderlich. Im Anhang werden die von Geiter et al. (2002) erwähnten Arten diskutiert.

Geiter et al. (2002) schlagen zudem vor, jene Gruppe von Arten, die in der Spätantike oder im Mittelalter aus dem Kultur- und Handelsraum des Römischen Reiches nach Mitteleuropa eingebracht wurden (z.B. Kaninchen, Jagdfasan), evtl. als Unterkategorie zu den Archäozoen zu stellen, verzichten aber auf einen eigenständigen Begriff für diese Arten.

Die Entscheidung, ob Arten/Sippen als Archäo- oder Neobiota zu bewerten sind, ist demnach teilweise schwierig zu treffen, wenn als Unterscheidungskriterium nicht mehr oder weniger strikt das Jahr 1492, sondern die prähistorische Zeit verwendet wird, die sich „vom Auftreten der ersten Steinwerkzeuge vor etwa 2,5 Millionen Jahren bis zum regional sehr unterschiedlichen Auftreten von Schriftzeugnissen“ erstreckt. Schröder (1969) erläutert die Problematik am Beispiel einer zeitlichen Grenzziehung zwischen Archäo- und Neobiota in Zusammenhang mit dem Wirken der Römer im Rheinland: „z.B. ist über die Einführung der heute oft eingebürgerten *Castanea vesca* (aktuell: *Castanea sativa*) ins westliche Deutschland im einzelnen

nichts bekannt; andererseits kann es aber als sicher gelten, daß sie von den Römern als Kulturpflanze eingeführt wurde und folglich erst nach der Eroberung des linken Rheinufers durch die Römer aufgetreten sein kann; ich würde deshalb dazu neigen, sie als Neophyt zu bezeichnen. Weniger übersichtlich ist die Lage bei den südwestdeutschen Weinbergsunkräutern: zwar geht auch der Weinbau auf die Römer zurück, doch läßt sich nicht ausschließen, daß manche davon schon vorher in anderen Kulturen vorhanden gewesen sein könnten; man wird sie daher besser zu den Archäophyten rechnen“.

Klingensteine et al. (2005) setzen die Definition der Archäobiota erstmals explizit in Verbindung mit dem Einbürgerungsgrad (Kap. 2.1.3). Sie bezeichnen gebietsfremde Arten als Archäobiota, „wenn sie vor 1492 (z.B. im Zuge des Beginns von Ackerbau und Viehzucht in der Jungsteinzeit oder durch den Handel der Römer) eingebbracht wurden und sich seitdem etabliert haben“. Arten gelten nach Klingensteine et al. (2005) in diesem Zusammenhang als etabliert (eingebürgert), „sofern sie sich ohne Zutun des Menschen unter natürlichen Bedingungen über mehrere Generationen und einen längeren Zeitraum vermehren (bei Gefäßpflanzen z.B. mindestens 30 Jahre, bei Wirbeltieren 25 Jahre und/oder mindestens 3 Generationen)“.

Arten, die vor 1492 eingeführt und sich damals auch dauerhaft etablieren konnten, jedoch nach 1492 durch menschliches Einwirken den Status als etablierte Art verloren haben, könnte man heute als „unbeständige Archäobiota“ werten. Bei diesen Fällen ist jedoch zu beachten, ob die aktuell auftretenden Organismen wirklich noch im direkten Zusammenhang zu den „alt-eingebürgerten“ Populationen stehen oder ob es sich ausschließlich um neu „verwilderte“ Organismen handelt. Wäre Letzteres der Fall, wäre die Art nunmehr als Neobiota zu betrachten (s.u.). So sind auch die Arten, die vor 1492 eingeführt und sich vor 1492 nicht etablieren konnten und die nach 1492 neuerlich eingeführt wurden und seitdem im Gebiet vorhanden sind (egal ob unbeständig oder etabliert), als Neobiota zu werten. Ein entsprechendes Beispiel ist der Jagdfasan, der bei Nehring et al. (2015a) als Neozoon eingestuft wurde: Erste Belege für aus Asien eingebrochene Tiere liegen seit dem 8. Jh. vor (möglicherweise wurde die Art sogar noch früher eingebrochene), etablierte Populationen außerhalb menschlicher Obhut sind aber erst seit dem 16. Jh. belegt. Entscheidend für die Unterscheidung Archäobiota (vor 1492) oder Neobiota (nach 1492) ist somit nicht die Ersteinbringung sondern der Zeitpunkt der dauerhaften Etablierung der Arten. Aufgrund der Datenlage und der mitunter unterschiedlichen Interpretation dieser Daten bleiben aber oftmals Unsicherheiten über die Zuordnung bestehen (z.B. Straßentaube, Karpfen; siehe Anhang).

Ähnliche Gegebenheiten sind von zahlreichen Gefäßpflanzenarten bekannt, deren archäophytische Vorkommen wahrscheinlich erloschen sind und die in neuerer Zeit erneut eingebrochene wurden und daher nun als Neophyt eingestuft werden sollten (Gutte 2015). In diesen Fällen ist eine eindeutige Zuordnung jedoch oft schwierig, da eine Restunsicherheit besteht, ob die archäophytischen Vorkommen sicher erloschen sind. „Archäophyten“, die z.B. in Sachsen aktuell nur noch neophytisch auftreten sind *Agrostemma githago*, *Anagallis foemina*, *Asperula arvensis*, *Calendula arvensis*, *Crepis foetida*, *Galium tricornutum*, *Geranium rotundifolium*, *Glebionis segetum*, *Lappula squarrosa*, *Legousia speculum-veneris*, *Lolium remotum*, *Malva pusilla*, *Nonea erecta*, *Papaver hybridum*, *Scandix pecten-veneris*, *Stachys annua*, *Turgenia latifolia* und *Vaccaria pyramidata* (Gutte 2015). Aus unserer Sicht sollten Arten, deren archäophytische Vorkommen wahrscheinlich erloschen sind, und die nachweislich nach 1492 wieder neu eingebrochene wurden (oder noch werden), als Neobiota eingestuft werden. Diese Vorgehensweise wird beispielsweise dadurch gestärkt, dass es sehr wahrscheinlich ist, dass sich die ursprünglich und die neu eingebrochenen Sippen genetisch durch fortgeschrittene

Evolution unterscheiden, und es sich nicht mehr nachweisen lässt, ob es sich um dieselbe archäophytische Art handelt.

### 2.1.2 Einführungsweise

Die Einführungsweise beschreibt, wie eine Art/Sippe in das Bezugsgebiet gelangt ist. Einheimische Sippen sind „ohne jede Mitwirkung des Menschen eingewandert“ (Schröder 1969). Für gebietsfremde Arten definieren Nehring et al. (2015b), dass eine Art/Sippe auch als unabsichtlich/absichtlich eingeführt gilt, wenn sie das Bezugsgebiet „von einem angrenzenden, auf unabsichtliche/absichtliche Einfuhr zurückzuführenden Vorkommen aus eigener Kraft“ erreicht hat. Eine Art gilt also in Deutschland auch als gebietsfremd, wenn sie aus eigener Kraft in das Gebiet einwandert, sofern dies aus benachbarten Regionen erfolgt, in denen die Art gebietsfremd ist, wie z.B. der Marderhund. Diese Situation ist insbesondere für Archäobiota aufgrund mangelnder Informationen aber kaum überprüfbar.

Es ist zwischen absichtlich und unabsichtlich eingebrochenen Arten/Sippen zu unterscheiden. Arten, „die vom Menschen absichtlich eingeführt und kultiviert wurden und außerhalb der Kulturflächen auftreten“ (Schröder 1969), werden als Ergasiophyten (Schröder 1969) bzw. Verwilderungen (Kühn & Klotz 2002) bezeichnet. Nach dem Zweck der Kultivierung, besteht die Möglichkeit zwischen verwilderten Zierpflanzen und verwilderten Nutzpflanzen zu unterscheiden (Kühn & Klotz 2002). Für viele Archäophyten ist nicht sicher zu entscheiden, ob die Arten kultiviert wurden und später verwilderten oder nur unbeabsichtigt vom Menschen eingeschleppt wurden (Brandes et al. 1990).

Unabsichtlich eingebrochene Sippen sind nach Schröder (1969) in zwei Gruppen zu unterteilen. Unabsichtlich eingebrochene Sippen, „die völlig aus eigener Kraft in das Gebiet eingewandert sind“, deren Einwanderung aber „erst durch die Vegetationsveränderungen seitens des Menschen (Schaffung geeigneter Standorte usw.) ermöglicht wurde“, sind Akolutophyten (Schröder 1969) bzw. spontane Sippen (Kühn & Klotz 2002). Eine Sonderform von spontanem Vordringen stellen Ackerkulturbegleiter dar, „die durch die Ackerkultur“ in das Bezugsgebiet eingewandert sind. Dies muss „im Gegensatz zu anderen Begleitern nicht durch einen menschlichen Transport bzw. als Verunreinigung im Saatgut erfolgt sein“ (Kühn & Klotz 2002).

Unabsichtlich eingeführte Sippen sind auch solche, deren Diasporen durch den Menschen unabsichtlich, z.B. durch Transporte, in das Bezugsgebiet gelangt sind, so genannte Xenophyten (Schröder 1969) bzw. Begleiter (Kühn & Klotz 2002). Die Begleiter können in zwei Hauptgruppen, die Saatgutbegleiter und die Transportbegleiter (z.B. Südfruchtbegleiter und Wolladventive) unterteilt werden (Kühn & Klotz 2002). Zahlreiche Archäophyten wurden im Zuge verschiedener Völkerwanderungen aus dem Nahen Osten und Südeuropa nach Mitteleuropa eingebrochen, so dass heute in vielen Fällen nicht eindeutig zu entscheiden ist, ob es sich in Mitteleuropa um Archäophyten oder um nördliche Vorposten des Verbreitungsgebietes handelt (Welk 2001, Chytrý et al. 2008).

Einige unabsichtlich eingebrochene Ackerwildkräuter, deren Samen viele Speicherstoffe enthalten und für den menschlichen Verzehr geeignet sind, dienten in prähistorischer Zeit wahrscheinlich zeitweise zusätzlich der Ernährung, so dass eine absichtliche Einbringung nicht ganz ausgeschlossen werden kann. Die Arten wurden wahrscheinlich nicht gezielt angebaut, sondern außerhalb der bestellten Äcker gesammelt. Zu diesen Arten gehören wahrscheinlich *Chenopodium album*, *Chenopodium polyspermum*, *Lapsana communis*, *Polygonum lapathifolium* und *Polygonum persicaria* (Hüppé 1987).

Eine besondere Gruppe bilden so genannte Stinsen-/Stinzenpflanzen, bei denen es sich um Zier- oder Nutzpflanzen handelt, „deren wildwachsende Vorkommen immer noch eine Bindung an die Standorte ihrer ursprünglichen Kultur..., an alte Gärten, Parkanlagen oder ähnliche Strukturen, ... erkennen lassen“ (Sukopp & Kowarik 2008). Poppendieck (1996) definiert Stinzenpflanzen als „Pflanzen, die innerhalb eines bestimmten Gebietes in ihrer Verbreitung beschränkt sind auf Wasserburgen, Schlossparke, Landsitze (Gutsparke), alte Bauernhöfe, Gärten und verwandte Standorte wie Friedhöfe, Bastionen und Stadtwälle. Es sind Arten und Varietäten mit auffälligen Blüten, die vorher als Zierpflanzen in Parks und Gärten angepflanzt wurden und anschließend verwilderten und eingebürgert sind. Bestimmte Arten können sich aber auch spontan aus der Umgebung angesiedelt haben.“

Die Ausweisung einer Art als Stinzenpflanze ist oft nur lokal oder regional gültig (Sukopp & Kowarik 2008). So werden beispielsweise *Allium ursinum*, *Arum maculatum* und *Anemone nemorosa* von Ronse (2011) nicht als Stinzenpflanzen bewertet. Andere Arten, wie *Ornithogalum nutans* gelten überregional als Stinzenpflanze (Sukopp & Kowarik 2008). „Kulturen von Blumenzwiebeln... waren Ausgangspunkt für die Ausbreitung vieler Stinzenpflanzen und wurden auch von Hugenotten, die nach 1685 in protestantische Gebiete einwanderten, gefördert“ (Sukopp & Kowarik 2008). Viele Stinzenpflanzen sind an alte Gärten und Parkanlagen mehr oder weniger gebunden. Häufig handelt es sich dabei um gebietsfremde Arten, d.h. entweder um Archäophyten oder Neophyten (Tab. 2), jedoch in vielen Fällen um einheimische Pflanzen, die entweder grundsätzlich selten sind oder aber unmittelbar vor Ort nicht natürlich vorkommen (Stolz 2013). Beispielsweise werden *Lamium galeobdolon* subsp. *montanum*, *Potentilla sterilis* und *Primula elatior* als einheimisch in Belgien eingestuft (Ronse 2011). Nach Henker (2005) handelt es sich dagegen um „Neophyten, die sich außerhalb ihres natürlichen Areals an anthropogenen Standorten (Parks, Anlagen, Kirchhöfen) eingebürgert haben“. Tabelle 2 zeigt, dass Stinzenpflanzen bundesweit sowohl zu den einheimischen als auch zu den gebietsfremden Arten gestellt werden.

Stinzenpflanzen, also Zeigerpflanzen alter Gartenkultur wie *Galanthus nivalis* oder *Scilla siberica*, werden auch dann als etabliert betrachtet, wenn das mehrfache Entstehen neuer Teilpopulationen nur innerhalb des Nahverbreitungsradius, in der Regel einer alten Parkanlage, ohne gezielte menschliche Hilfe gelingt (Garve 2004). Die meisten Stinzenpflanzen unterscheiden sich genetisch nicht von Wildsippen (Poppendieck 1996). Einige der Arten sind aktuell im Rückgang begriffen und finden sich dementsprechend auf den Roten Listen (Garve 2004).

Die Bewertung einer Art als Stinzenpflanze oder nicht, hat auf eine Invasivitätsbewertung gebietsfremder Arten keinen Einfluss. Einerseits ist diese Einstufung regional variabel, andererseits sind die Kriterien nicht einheitlich in der Literatur dargestellt. Von den unten dargestellten, häufig als Stinzenpflanze bewerteten Arten sind innerhalb der Invasivitätsbewertung nur wenige als invasive oder potenziell invasive Neophyten eingestuft worden. In diesen Fällen ist möglicherweise zu überprüfen, ob die Arten tatsächlich als Stinzenpflanzen zu bewerten sind.

Tab. 2: Stinzenpflanzen in Norddeutschland (mit Angaben zum Status, Einfuhr, Nutzungsbeginn, Vorkommen, Schutzwürdigkeit, Invasivität, Zuordnung).

Statusangaben (Floraweb 2023):

I indigene Art, Alt-Einheimische (seit jeher natürlich vorkommend) und Alt-Einwanderer (Archaeophyten)

N Neophyt

- Art nicht geführt

Kulturbeginn in Mitteleuropa (Garve 2004, Poppendieck 1996)		Erstnachweis in Gärten in Hamburg bzw. in Schleswig-Holstein (Poppendieck 1996)					
Ersteinbringung in Deutschland (BfN, Nehring et al. 2013)		Nachweis im Zeitraum 1998-2003 in Mecklenburg-Vorpommern (Henker 2005)					
Status (Floraweb 2023)		Kulturgeschichtlich wertvoll, schutzwürdige Stinzenpflanzen (Henker 2005)					
Art						Invasivität (Nehring et al. 2013)	Stinzenpflanze (nach Quelle)
<i>Aconitum napellus</i>	I		1660				Poppendieck 1996
<i>Allium carinatum</i>	I	1588					Poppendieck 1996
<i>Allium paradoxum</i>	N	1838-1879	Um 1875	1921	1999	x	Potenziell invasiv (Beobachtungsliste)
<i>Allium ursinum</i>	I		1561		2001	x	Poppendieck 1996, Henker 2005
<i>Allium vineale</i>	I						Brandes 2001
<i>Amelanchier lamarckii</i>	N	um 1780					Sukopp & Kowarik 2008
<i>Amelanchier spicata</i>	N						Sukopp & Kowarik 2008
<i>Anemone blanda</i>	N	1890-1898					Sukopp & Kowarik 2008
<i>Anemone nemorosa</i>	I		1720				Poppendieck 1996
<i>Anemone ranunculoides</i>	I			1900			Brandes 2001, Poppendieck 1996
<i>Anemone appenina</i>	-		1575	1660			Poppendieck 1996
<i>Aristolochia clematitis</i>	I			1660			Poppendieck 1996
<i>Arum italicum</i>	N	nach 1638					Schaminée et al. 1992
<i>Arum maculatum</i>	I		1305	1660			Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Arundinaria japonica, Pseudosasa japonica</i>	-						Sukopp & Kowarik 2008
<i>Asarum europaeum</i>	I		812	1710			Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Bistorta officinalis (Polygonum bistorta)</i>	I		1574	1769			Poppendieck 1996
<i>Buglossoides purpureo-caeruleum</i>	-			1990			Poppendieck 1996
<i>Campanula alliariifolia</i>	N	nach 1803	1800	1985			Poppendieck 1996
<i>Campanula latifolia</i>	I		Mittelalter				Poppendieck 1996
<i>Campanula persicifolia</i>	I		Mittelalter				Poppendieck 1996
<i>Campanula trachelium</i>	I		Mittelalter				Poppendieck 1996
<i>Cardamine hirsuta</i>	I				Charakterpflanze alter Kirchhöfe und Parkanlagen		
<i>Cardamine pratensis</i>	I			1688			Poppendieck 1996
<i>Centaurea montana</i>	I		Vor 1500				Garve 2004
<i>Centaurea nigra</i>	I			1779			Poppendieck 1996
<i>Cicerbita macrophylla</i>	N	1800-1883	1800				Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Claytonia perfoliata</i>	N	1800-1851	1768		Charakterpflanze alter Kirchhöfe und Parkanlagen	Potenziell invasiv (Beobachtungsliste)	Poppendieck 1996

Fortsetzung Tab. 2

Kulturbeginn in Mitteleuropa (Garve 2004, Poppendieck 1996)			Erstnachweis in Gärten in Hamburg bzw. in Schleswig-Holstein (Poppendieck 1996)				
Ersteinbringung in Deutschland (BfN, Nehring et al. 2013)			Nachweis im Zeitraum 1998-2003 in Mecklenburg-Vorpommern (Henker 2005)				
Status (Floraweb 2023)					Kulturgeschichtlich wertvoll, schutzwürdige Stinzenpflanzen (Henker 2005)		
Art						Invasivität (Nehring et al. 2013)	Stinzenpflanze (nach Quelle)
<i>Clematis vitalba</i>	I			1800			Poppendieck 1996
<i>Colchicum autumnale</i>	I		1561	1660	Neuere Sorten und andere Arten ohne Tendenz zur Verwilderung	x	Poppendieck 1996, John & Stolle 2006, Henker 2005
<i>Convallaria majalis</i>	I		1420	1660			Poppendieck 1996
<i>Cornus sericea</i>	N	1785					Sukopp & Kowarik 2008
<i>Corydalis cava</i>	I		1596	1779	1998	x	Poppendieck 1996, Schaminée et al. 1992
<i>Corydalis intermedia</i>	I			1816	1999	x	Poppendieck 1996, Henker 2005
<i>Corydalis pumila</i>	I				2000	x	
<i>Corydalis solida</i>	I		1596	1580	1998	x	Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Crocus banaticus</i>	-				2003		
<i>Crocus tommasinianus</i>	N	nach 1900					Schaminée et al. 1992
<i>Crocus vernus</i> ( <i>Crocus neapolitanus</i> )	N	18. Jh.	1561	1660			Schaminée et al. 1992, Poppendieck 1996, Petrischak 2014
<i>Cymbalaria muralis</i>	N	1604	1600	1779			Poppendieck 1996
<i>Doronicum pardalianches</i>	I		830	1660	Charakterpflanze alter Kirchhöfe und Parkanlagen		Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Doronicum plantagineum</i>	N						Schaminée et al. 1992
<i>Eranthis hyemalis</i>	N	nach 1570	1570		2000	x	Sukopp & Kowarik 2008
<i>Fallopia japonica</i> ( <i>Reynoutria japonica</i> )	N	1823-1872	1823	1889		Invasiv (Managementliste)	Poppendieck 1996
<i>Fallopia sachalinensis</i> ( <i>Reynoutria sachalinensis</i> )	N	1861-1869	1863			Invasiv (Managementliste)	Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Ficaria verna</i> ( <i>Ranunculus ficaria</i> )	I						Poppendieck 1996
<i>Fritillaria imperialis</i>	N	1576			2002	x	Henker 2005
<i>Gagea lutea</i>	I			1660			Poppendieck 1996
<i>Gagea spathacea</i>	I			1797			Poppendieck 1996
<i>Gagea villosa</i>	I						Poppendieck 1996
<i>Galanthus elwesii</i>	N	nach 1900			1998	x	John & Stolle 2006, Henker 2005
<i>Galanthus nivalis</i>	I		1500	1660			Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Galanthus woronowii</i>	N				2003		
<i>Galeobdolon argentatum</i> ( <i>Lamium argentatum</i> )	N	nach 1873			Charakterpflanze alter Kirchhöfe und Parkanlagen	Invasiv (Managementliste)	Sukopp & Kowarik 2008
<i>Galeobdolon luteum</i> ( <i>Lamium galeobdolon</i> )	I		1588	1779			Poppendieck 1996
<i>Geranium phaeum</i>	I		1576	1660			Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008

<i>Geranium pyrenaicum</i>	N	1779						Sukopp & Kowarik 2008
<i>Geranium rotundifolium</i>	I							Sukopp & Kowarik 2008
<i>Hedera helix</i>	I							Poppendieck 1996
<i>Helleborus foetidus</i>	I			1660				Poppendieck 1996
<i>Helleborus viridis</i>	I		830	1660				Poppendieck 1996, Schaminée et al. 1992
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	N	vor 1849	1893				Invasiv (Managementliste)	Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Hesperis matronalis</i>	N	1500-1520	1500	1660				Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Hyacinthoides hispanica</i>	N	1818			x	x		Henker 2005
<i>Hyacinthoides italicica (Scilla italicica)</i>	N				2002			Henker 2005
<i>Hyacinthoides non-scripta (Scilla non-scripta)</i>	I		1500	1680				Poppendieck 1996, Garve 2004
<i>Hyacinthoides x variabilis</i>	-				x	x		Henker 2005
<i>Inula helenium</i>	N	nach 1492	Vor 1500					Garve 2004
<i>Iris sibirica</i>	I		1588	1660				Poppendieck 1996
<i>Leucojum aestivum</i>	N	nach 1588	1588	1660				Poppendieck 1996
<i>Leucojum vernum</i>	I		1420	1660	x	x		Poppendieck 1996, Garve 2004, Schaminée et al. 1992
<i>Lilium bulbiferum</i>	I		1596	1660				Poppendieck 1996
<i>Lilium candidum</i>	N				x	x		Henker 2005
<i>Lilium martagon</i>	I		1305	1660	x	x		Poppendieck 1996, Henker 2005
<i>Lunaria annua</i>	N	1607-1613	Vor 1800					Sukopp & Kowarik 2008
<i>Muscari botryoides</i>	I		1576	1660	x	x		Poppendieck 1996, Garve 2004, Schaminée et al. 1992, Henker 2005
<i>Myosotis alpestris</i>	I							Sukopp & Kowarik 2008
<i>Myosotis sylvatica</i>	I					Charakterpflanze alter Kirchhöfe und Parkanlagen		
<i>Narcissus poeticus</i>	N	1500-1561	1600	1660	x	x		Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008, Henker 2005
<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	I		1500	1660	x	x		Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008, Henker 2005
<i>Ornithogalum boucheanum</i>	N	vor 1845	Vor 1800		x	x		Garve 2004
<i>Ornithogalum nutans</i>	I		1605	1680	x	x		Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	I		1500	1660	x	x		Poppendieck 1996, Garve 2004
<i>Ornithogalum x vignieri</i>	-				2001	x		Henker 2005
<i>Pachysandra terminalis</i>	N							Sukopp & Kowarik 2008
<i>Parietaria officinalis</i>	I			1779				Poppendieck 1996, Schaminée et al. 1992
<i>Pentaglottis sempervirens</i>	N	1607-1630						Sukopp & Kowarik 2008, Schaminée et al. 1992
<i>Petasites hybridus</i>	I		1561	1660				Poppendieck 1996
<i>Petasites japonicus</i>	N	nach 1897						Sukopp & Kowarik 2008
<i>Physocarpus opulifolius</i>	N	1687						Sukopp & Kowarik 2008
<i>Phytolacca americana</i>	N	1630-1651					Potenziell invasiv (Handlungsliste)	Schaminée et al. 1992

Fortsetzung Tab. 2

Kulturbeginn in Mitteleuropa (Garve 2004, Poppendieck 1996)			Erstnachweis in Gärten in Hamburg bzw. in Schleswig-Holstein (Poppendieck 1996)				
Ersteinbringung in Deutschland (BfN, Nehring et al. 2013)			Nachweis im Zeitraum 1998-2003 in Mecklenburg-Vorpommern (Henker 2005)				
Status (Floraweb 2023)					Kulturgeschichtlich wertvoll, schutzwürdige Stinzenpflanzen (Henker 2005)		
Art						Invasivität (Nehring et al. 2013)	Stinzenpflanze (nach Quelle)
<i>Phytolacca esculenta</i>	N	1799					Schaminée et al. 1992
<i>Plantago media</i>	I			1780 spontan			Poppendieck 1996
<i>Poa chaixii</i>	I			1826			Poppendieck 1996
<i>Polygonatum multiflorum</i>	I		1588	1660			Poppendieck 1996
<i>Polygonatum odoratum</i>	I		1561	1660			Poppendieck 1996
<i>Potentilla sterilis</i>	I				Charakterpflanze alter Kirchhöfe und Parkanlagen		
<i>Primula elatior</i>	I		1500	1680			Poppendieck 1996
<i>Primula veris</i>	I		1500	1680			Poppendieck 1996
<i>Primula vulgaris</i>	I			1660			Poppendieck 1996
<i>Pseudofumaria lutea (Corydalis lutea)</i>	N	nach 1596	1596	1680			Poppendieck 1996
<i>Pulmonaria officinalis</i>	I		1561	1779			Poppendieck 1996
<i>Puschkinia scilloides</i>	N	1809-1812			2000		Sukopp & Kowarik 2008, Henker 2005
<i>Ribes alpinum</i>	I						Schaminée et al. 1992
<i>Rubus odoratus</i>	N	1660	1770	1779			Poppendieck 1996
<i>Rubus spectabilis</i>	N		1827	1837			Poppendieck 1996, Schaminée et al. 1992
<i>Saxifraga granulata (var. plena)</i>	I		1596	1779			Poppendieck 1996
<i>Scilla amoena</i>	N	1590	1600	1660	1998	x	Poppendieck 1996, John & Stolle 2006, Sukopp & Kowarik 2008, Henker 2005
<i>Scilla bifolia</i>	I		1568	1779	2001	x	Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008, Schaminée et al. 1992
<i>Scilla luciliae (Chionodoxa luciliae)</i>	N	um 1890	19. Jh		2001-2003		Poppendieck 1996, Henker 2005
<i>Scilla sardensis (Chionodoxa sardensis)</i>	N	nach 1883	19. Jh		2001		Poppendieck 1996, Henker 2005
<i>Scilla siberica</i>	N	1821	1796	1867	2003	x	Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008, Schaminée et al. 1992
<i>Scilla siehei (Chionodoxa forbesii)</i>	N	1880-1900	19. Jh		2001-2003		Schaminée et al. 1992, Poppendieck 1996, Henker 2005, Sukopp & Kowarik 2008,
<i>Scrophularia vernalis</i>	N		1601	1779			Garve 2004, Poppendieck 1996
<i>Scutellaria altissima</i>	N	1850-1899					Sukopp & Kowarik 2008
<i>Spiraea alba</i>	N	1759					Sukopp & Kowarik 2008
<i>Symporicarpos albus</i>	N	1821				Potenziell invasiv (Beobachtungsliste)	Schaminée et al. 1992

<i>Sympyton tuberosum</i>	I			1779				Poppendieck 1996
<i>Tanacetum parthenium</i>	N	vor 1855	Vor 1500					Garve 2004
<i>Telekia speciosa</i>	N	1800-1805	1739				Potenziell invasiv (Beobachtungsliste)	Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008
<i>Tulipa sylvestris</i>	N	um 1580	1568	1779	1998	x		Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008, Schaminée et al. 1992
<i>Veronica filiformis</i>	N	1817	1780					Poppendieck 1996
<i>Vinca minor</i>	I		Vor 1600	1660				Poppendieck 1996, Stolz 2013
<i>Viola odorata</i>	I		0	1660		Charakterpflanze alter Kirchhöfe und Parkanlagen		Poppendieck 1996, Sukopp & Kowarik 2008

### 2.1.3 Einbürgerungsgrad

Der Einbürgerungsgrad wird bei Pflanzen als Grad der Einfügung in die Vegetation (Schröder 1969), insbesondere im Hinblick auf die Naturnähe der besiedelten Vegetationstypen (Kühn & Klotz 2002) betrachtet. Sukopp & Scholz (1997) unterscheiden hinsichtlich des Naturalisationsgrades einheimische Arten, die „nur auf Naturstandorten“ vorkommen und solche, die „auch auf anthropogenen Standorten vorkommen“, so genannte Apophyten, zudem einheimische und gebietsfremde, die „meist nur auf anthropogenen Standorten“ vorkommen, so genannte Anökophyten.

Arten/Sippen, für die es keine gesicherten Areale außerhalb der menschlichen Kulturlandschaft gibt, können unter Einfluss des Menschen in einem Gebiet unbeabsichtigt entstanden sein, z.B. viele der Ackerkultur-Begleiter (Klotz & Kühn 2002). Möglicherweise handelt es sich um Arten, die sich im Verlauf eines evolutiven Prozesses an anthropogene Bedingungen angepaßt haben (Kowarik & Sukopp 2002). Klotz & Kühn (2002) stellen auch „verwilderte“ Kulturpflanzen hierher. Zu den Anökophyten können sowohl Neophyten und Archäophyten als auch einheimische Arten gehören, so dass es sich bei Anökophytie um eine weitere Komponente der Sippengenese handelt (Klotz & Kühn 2002).

Die Anthropochoren können nach abnehmendem Einbürgerungsgrad in Agriophyten, Epökophyten und Ephemerophyten unterteilt werden (Schröder 1969, Tab. 1) und sowohl Archäophyten als auch Neophyten umfassen. Tatsächlich werden aber wohl nur Neophyten allen drei Gruppen zuzuordnen sein (Schröder 1969), während Archäophyten wahrscheinlich überwiegend zu den Epökophyten und Agriophyten gehören. Bereits Schröder (1969) hebt hervor, dass „man Pflanzen, die sich schon in prähistorischer Zeit als Agriophyten eingebürgert haben, kaum von den Idiochoren unterscheiden können“ wird.

Agriophyten (Neuheimische, Neubürger) besitzen einen festen Platz in der natürlichen oder naturnahen Vegetation und sind in ihrem künftigen Fortbestehen nicht mehr auf menschliche Aktivitäten angewiesen (Schröder 1969, Lohmeyer & Sukopp 1992, Kühn & Klotz 2002). Bereits Thellung (1915) beschreibt die von der Tätigkeit des Menschen unabhängige fortbestehende Ansiedlung und dauernde Einbürgerung inmitten der einheimischen Vegetation, doch wählt er für diese Pflanzen den Begriff Neubürger, Neophyten (Schröder 1969). Nach Kühn & Klotz (2002) handelt es sich bei den Agriophyten vor allem um Arten, die in der naturnahen Vegetation, z.B. von Auen, Gewässern oder Mooren, Fels- und Schuttstandorten (inkl. alter Burgen), Küstenstandorten oder naturnahen Wäldern vorkommen.

Epökophyten (Kulturabhängige, Ansiedler) haben einen festen Platz in der aktuellen, vom Menschen geprägten Vegetation, aber kommen nicht in der natürlichen bzw. naturnahen

Vegetation vor (Kühn & Klotz 2002). Mit der Aufgabe der menschlichen Tätigkeit und dessen Einfluss auf die Vegetation würden diese Arten wieder verschwinden (Thellung 1915, Schröder 1969, 1974). Hierher gehören viele Sippen der Äcker, Ruderalgesellschaften, Wiesen und Weiden (Kühn & Klotz 2002).

Im Rahmen der Entwicklung der Methodiken für Rote Listen (Ludwig et al. 2009, in Vorber.) und für die naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung (Nehring et al. 2015b) wurden für eine eindeutige und transparente Anwendung der Kriterien die Begriffe einheimisch, gebietsfremd, Archäobiot, Neobiot, etabliert und unbeständig definitivisch gefasst, die auch eine wichtige Grundlage für die in der vorliegenden Bearbeitung ausgesprochenen Empfehlungen sind (für Details siehe Kap. 2.2).

Ephemerophyten (Unbeständige, Passanten) treten mehr oder weniger wildwachsend auf, sind aber nicht in der Lage, ausdauernde Populationen in der aktuellen Vegetation aufzubauen. Sie haben keinen festen Platz in der aktuellen natürlichen oder naturnahen Vegetation. Sie können sich nicht aus eigener Kraft erhalten und treten nur deshalb regelmäßig auf, weil ihre Verbreitungseinheiten immer wieder erneut durch den Menschen bewusst oder unbewusst ausgebracht werden. Hierzu gehören einjährige oder nicht winterharte Kulturpflanzen sowie konkurrenzschwache Arten, denen der Mensch durch das Entfernen von Konkurrenten das Überleben ermöglicht (Thellung 1915, Schröder 1969, 1974, Kühn & Klotz 2002).

Da Schröder (1969) auch (gebietsfremde) Kulturpflanzen berücksichtigt, und zu den Anthro-pochoren stellt, differenziert er weiters noch Ergasiophyten (Kultivierte), d.h. Sippen, die „überhaupt nur in angebautem Zustande vorkommen, also Kulturpflanzen im engeren Sinne“.

Geiter et al. (2002) entwickeln eine analoge Terminologie für Tierarten. Agriozoen sind „etablierte Neozoen, die über einen längeren Zeitraum (mind. 25 Jahre oder 3 Generationen) im Gebiet frei lebend existieren“. Der Begriff hat sich in der Literatur aber nicht durchgesetzt und wird kaum verwendet.

Weiterhin stellt sich die Frage, wie mit gebietsfremden Arten verfahren werden soll, die sich vor 1492 dauerhaft etablieren konnten, aktuell aber nur unbeständig vorkommen. In diesem Fall besteht die Möglichkeit, dass solche Arten bereits seit vielen Jahrzehnten im Rückgang sind. Diese Arten wären analog zu „unbeständigen Einheimischen“ und „unbeständigen Neobiota“ (Klingensteine et al. 2015) als aktuell „unbeständige Archäobiota“ zu bewerten.

### 2.1.3.1 Kombination von Einbringungszeit und Einbürgerungsgrad

In der floristischen Kartierung häufig verwendete Systeme zur Beschreibung des Status einer Sippe kombinieren Angaben zur Einbringungszeit mit dem Einbürgerungsgrad. So unterscheiden Wisskirchen & Haeupler (1998) zwischen einheimischen Sippen (Indigenen) und Archäophyten [A] (Altadventiven) sowie Archäophyten, die eventuell doch einheimisch sind [A?] (und hier als „kryptogen“ bezeichnet werden), und unterschiedlich eingebürgerte Sippen: unbeständig auftretende Sippen [U] (wahrscheinlich nur auf Neophyten bezogen), offenbar in Einbürgerung befindliche Sippen [U-E] (wahrscheinlich nur auf Neophyten bezogen), lokal eingebürgerte Neophyten [E(lok.)], eingebürgerte Neophyten, die evtl. schon länger im Gebiet sind [E?], fest eingebürgerte Neophyten [E] sowie Kulturpflanzen [K]; zudem werden Sippen, deren floristischer Status unklar ist mit einem Fragezeichen [?] gekennzeichnet.

Im Hinblick auf den Grad der Einbürgerung von Neophyten wird von Wisskirchen & Haeupler (1998) hervorgehoben, dass es „letztlich keine ganz klaren Grenzen gibt, dass sich also hinter der Reihe „Kulturpflanze -> Unbeständige -> offenbar in Einbürgerung befindlich -> lokal

Eingebürgerte -> Eingebürgerte“ mehr oder weniger ein Kontinuum verbirgt“. Diese Entwicklung hat in der Vergangenheit auch bei den Archäophyten stattgefunden. Es ist möglich, dass die heute noch wild wachsenden Arten, die vor 1492 eingebracht wurden, sich in früherer Zeit (entsprechend des „Time lags“ mit mehr oder weniger langer Verzögerung nach der Ersteinbringung) etabliert haben; eine Einzelfallprüfung ist hierbei jedoch obligat, um trotz der oftmals dürftigen Daten- und Erkenntnislage eine fachliche und nachvollziehbare Meinung zu erarbeiten.

Bei Betrachtung auf kleiner räumlicher Skala hingegen, können Arten lokal immer wieder aussterben, z.B. als Folge sich ändernder Lebensraumbedingungen, und aus benachbarten Populationen wiederholt ausbreiten und ansiedeln. Für die Frage des Einbürgerungsgrads ist daher die betrachtete räumliche Skala relevant. Für das hier verwendete Bezugsgebiet, das Territorium Deutschlands, wird davon ausgegangen, dass sich etablierte Archäophyten kontinuierlich aus dem Altbestand im Gebiet dauerhaft gehalten haben. Im Fall von Archäophyten, die lange vor 1492 eingebracht wurden und deren wild lebendes Vorkommen erst wesentlich später (d.h. lange nach 1492), z.B. durch Herbarien, explizit belegt ist, kann man davon ausgehen, dass diese Arten bereits früher (vor 1492) dauerhaft wild lebend vorkamen. Bei Archäophyten, die vermutlich kurz vor 1492 eingebracht wurden, könnten einige Arten hingegen aufgrund des so genannten „Time lags“ erst kurz nach 1492 wild lebend vorgekommen sein. Diese Arten werden hier aus pragmatischen Gründen trotzdem als Archäobiota eingestuft, da in vielen Fällen der Zeitpunkt der Etablierung nicht genau bestimmt werden kann.

Bergmeier (1991) verwendet folgende floristische Statusangaben. Es werden Altansässige [I] (einheimische und alteingebürgerte Sippen) von Neophyten [S] sowie von Kultivierten [K] getrennt. Die Neophyten werden weiter unterteilt in Neueingebürgerte und Unbeständige. Neueingebürgerte [E], sind Neophyten, die sich im Gebiet aus eigener Kraft vermehrt und längere Zeit behauptet haben, also eindeutig zu einem festen Bestandteil der Lokalflora geworden sind. Unbeständige [U] sind (neophytische) Sippen, die im Gebiet wildwachsend auftreten, aber sich offensichtlich aus eigener Kraft nicht für längere Zeit halten können. Um den Status einer Sippe während floristischer Kartierungen anzugeben, schlägt Bergmeier (1991) ein etwas abgewandeltes System vor: den nicht wildwachsenden Sippen [nw] werden wildwachsende dauerhaft ansässige Sippen [D] und wildwachsende unbeständige Sippen [U] gegenübergestellt. Durch nachgesetzte Ziffern, Buchstaben und Symbole wird dann zwischen spontanen, eingeschleppten und verwilderten Vorkommen unterschieden.

In Anlehnung an Bergmeier (1991) ziehen Bettinger et al. (2013) für die Angabe des floristischen Status eine Kombination der Kriterien Etablierungsgrad, Einwanderungszeit sowie den Modus der Ansiedlung heran und unterscheiden vier Statusangaben: Einheimische [I] (Indigene und etablierte Archäophyten), Eingebürgerte [E] (etablierte Neophyten), Unbeständige [U] und Kultivierte [K]. Eine Sippe gilt dabei als etabliert, „wenn sie mindestens 25 Jahre im Gebiet vorkommt“ oder „wenn sie sich im Gebiet spontan generativ fortpflanzt oder vegetativ vermehrt hat und wenn sie ein Areal besiedelt hat bzw. es ihr gelungen ist, vom Ort der ursprünglichen Ansiedlung/Einschleppung aus geeignete Lebensräume im Umfeld zu besiedeln“ (Bettinger et al. 2013).

Die Kategorie Unbeständige ist bei Bettinger et al. (2013) weiter als bei Bergmeier (1991) gefaßt und vereint synanthrope Sippen (s.u.), unbeständige Sippen im Sinne von Bergmeier (1991), und auch Sippen, bei denen es zweifelhaft ist, ob sie einheimisch sind. Gegebenenfalls unbeständige Archäophyten sind nach Bettinger et al. (2013) wahrscheinlich als Neobiota

einzustufen. Auch die Kategorie Kultivierte ist weiter gefasst als bei Bergmeier (1991) und vereint die Statusangaben kultiviert, angepflanzt und wiederangesiedelt.

Synanthrope Pflanzen sind nach Holub & Jirásek (1967) Sippen, die Unterlagen bevorzugen, welche der Mensch änderte und ändert, wie z.B. Äcker oder Straßenränder. In der Zoologie wird dieser Begriff schon sehr lange verwendet. Er umfasst Arten, die mehr (obligatorische Bindung, Eusynthropie) oder weniger (fakultative Bindung, Hemisynthropie) an den Siedlungsbereich des Menschen gebunden sind (Kulturfolger), z.B. durch Schaffung von mikroklimatisch günstigen Lebensbedingungen (in Wohnungen und Gebäuden, Glashäusern) und/oder Bereitstellung von Nahrung (Vorratsschädlinge). Auch Arten, die in Hausgärten, öffentlichen Parkanlagen, Müllhalden oder Komposthaufen leben, können zu den synthropen Arten gezählt werden. Einige dieser Arten dürften vermutlich schon vor oder während der Römerzeit nach Deutschland gelangt sein, die Dokumentation über die Einbringung und vor allem deren Etablierung ist aber lückenhaft bzw. nicht vorhanden.

#### 2.1.4 Einheimische und gebietsfremde Arten

Einheimische Sippen umfassen nach Schröder (1969) alle „Arten, die vor dem wirksamen Eingreifen des Menschen in die Vegetation und ohne seine indirekte oder direkte Mithilfe eingewandert sind“. Hinsichtlich der Arealausdehnung stimmt die Definition in Nehring et al. (2015b) mit der von Schröder (1969) überein, wonach „heimische“ Arten u.a. als solche definiert sind, die sich „auf natürliche Weise, d.h. ohne Aufhebung einer natürlichen Ausbreitungsbarriere, in das Bezugsgebiet ausgedehnt haben“. Auch Klingenstein et al. (2005) definieren einheimische Arten, als Arten, die im Bezugsgebiet von Natur aus, d.h. ohne Einfluss des Menschen vorkommen. Für eine Diskussion zur Klassifikation von Arten, die durch den Klimawandel begünstigt eigenständig einwandern („neonatives“), siehe Essl et al. (2019).

In der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 wird eine gebietsfremde Art definiert als

- lebende Exemplare von Arten, Unterarten oder niedrigeren Taxa von Tieren, Pflanzen, Pilzen oder Mikroorganismen, die aus ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet heraus eingebbracht wurden, einschließlich Teilen, Gameten, Samen, Eiern oder Propagationsformen dieser Arten sowie Hybriden, Sorten oder Rassen, die überleben und sich anschließend fortpflanzen könnten;

In dieser Definition werden Archäo- und Neobiota zu den gebietsfremden Arten gestellt, da keine Unterscheidung hinsichtlich der Einbringungszeit gemacht wird. Die Art muss in der Lage sein zu überleben und sich fortpflanzen, d.h. es besteht die Möglichkeit zur Etablierung im Bezugsgebiet. Mit dieser Definition werden in der EU-Verordnung Einbringungszeit und Etablierungsgrad verbunden. Gebietsfremde Arten, die immer nur unbeständig in der EU vorkommen würden (z.B. auch unter Klimawandel), werden mit dieser Verordnung formal betrachtet nicht direkt berücksichtigt. Aus Vorsorgegründen sollte dabei aber immer der Einzelfall intensiv geprüft werden.

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) hat in früheren Fassungen Arten/Sippen auch als „heimisch“ definiert, „wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte Tiere oder Pflanzen der betreffenden Art im Inland in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten“. Demnach waren früher viele der gebietsfremden Arten/Sippen in Deutschland als „heimisch“ (im Gegensatz zu „einheimisch“, worunter im Naturschutz in der Regel nur natürlich vorkommende Arten verstanden werden) einzustufen, und Gegenmaßnahmen bei einem Auftreten in der Natur aufgrund des Bundes-

naturschutzgesetzes nur in Ausnahmefällen (z.B., wenn es sich um eine invasive Art handeln würde) erforderlich.

Ausgelöst unter anderem durch die 2015 in Kraft getretene Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 wurde 2017 das BNatSchG angepasst. Dabei wurden die Begriffe „heimische Art“ und „gebietsfremde Art“ ersatzlos gestrichen (siehe Kap. 2.1.9). Im Gegensatz zu Schröder (1969), Kühn & Klotz (2002) und Klingenstein et al. (2005) wurden von Nehring et al. (2015b) – auf Grundlage der damaligen BNatSchG-Bestimmungen – Taxa, die „vor 1492 in das Bezugsgebiet eingebbracht wurden und sich seitdem dort erhalten (alteingebürgerte Arten)“ als heimisch betrachtet. Dies deckt sich mit der Bewertung dieser Arten aus naturschutzfachlichen Gesichtspunkten, z.B. in Roten Listen.

Tab. 3: Übersicht der Zeitabschnitte, die für die Ersteinbringung verwendet wurden.

Geschichtliche Epoche	Zeitabschnitt (Willerding 1986, Körber-Grohne 1994)	Klimastufe (Blytt-Sernander)	Zeitabschnitt (Lang 1994, Firbas 1939, 1949, 1954)
<b>Altsteinzeit (Paläolithikum)</b>	13000-9600	Glaziale Zeit / Subarktische Zeit	(180000-8000)
Jüngere Altsteinzeit	13000-11500		
Späte Altsteinzeit	11500-9600		
<b>Mittelsteinzeit (Mesolithikum)</b>	9600-5500/4000	<b>IV Vorwärmzeit (Präboreal)</b>	7850-9150 (8000-5500)
Ältere Mittelsteinzeit	9600-7500	<b>V Frühe Wärmezeit (Boreal)</b>	7050-7850
		<i>Frühes Atlantikum</i>	7050-6000
Jüngere Mittelsteinzeit	7500-5500/4000		
<b>Jungsteinzeit (Neolithikum)</b>	5500/4000-2000	<b>VI/VII Mittlere Wärmezeit (Atlantikum)</b>	7050-3800 (5500-2500)
Frühe Jungsteinzeit (Altnolithikum) (Bandkeramik, Rössener, Körös-Gruppe)	5500-4000	<i>Mittleres Atlantikum</i>	6000-4900
Mittlere Jungsteinzeit	4000-2800	<i>Spätes Atlantikum</i>	
Späte Jungsteinzeit	2800-2000		
<b>Bronzezeit</b>	2000-800/600	<b>VIII Späte Wärmezeit (Subboreal)</b>	3800-800 (2500-800/500)
Ältere (Frühe) Bronzezeit (Aunjetitzer Gruppe, Hügelgräber)	2000-1800	<i>Frühes Subboreal</i>	3800-2550
Mittlere Bronzezeit	1800-1200	<i>Mittleres Subboreal</i>	2550-1300
Jüngere (Späte) Bronzezeit (Urnenvelder-, Lausitzer Gruppe)	1200-800/600	<i>Spätes Subboreal</i>	1300-800
<b>Eisenzeit</b>	800/600-0		
Ältere vorrömische Eisenzeit (Hallstattzeit)	800-450	<i>Frühes Subatlantikum</i>	800-50
Jüngere vorrömische Eisenzeit (Latène- und Spätlatènezeit)	450-0		
<b>Römische Kaiserzeit</b>	0-400	<i>Mittleres Subatlantikum</i>	50-950
<b>Völkerwanderungszeit</b>	400-600		
<b>Mittelalter</b>	600-1500		
Frühes Mittelalter	600-1000	<i>Spätes Subatlantikum</i>	950-
Hohes Mittelalter	1000-1250		
Spätes Mittelalter	1250-1500		
<b>Neuzeit</b>	1500-	<b>IX/X Nachwärmzeit (Subatlantikum)</b>	800 – (800/500-heute)

Ein Argument, Archäobiota als heimisch einzustufen, basiert auf der schwierigen Nachweisbarkeit der Einbringungsweise und der Einbringungszeit. Die Einbringung der Archäobiota fand zu prähistorischer Zeit statt, so dass meist keine direkten Nachweise über Einführung und Ausbreitung vorliegen. Zudem ist es schwer zu klären, „ob die meisten altansässigen Ackerunkräuter Archäophyten sind, oder ob viele von ihnen vielleicht doch in der ursprünglichen Vegetation schon - wenn auch engbegrenzte - Vorkommen gehabt haben“ (Schröder 1969). Da eine zweifelsfreie Untergliederung der seit langem vorkommenden Sippen in einheimische und archäophytische vielfach aufgrund nicht ausreichender Informationen unmöglich ist, stellen Bettinger et al. (2013) die Gruppe der Archäophyten zu den heimischen Sippen.

Andere Autoren, z.B. Körber-Grohne (1994), gehen davon aus, dass die ersten Schriften um 400 n. Chr. im Bezugsgebiet vorhanden waren und somit die geschichtliche Zeit ihren Anfang (vgl. Tab. 3) hatte, wonach Archäobiota in zwei Gruppen aufzuteilen wären: solche, die in vorgeschichtlicher Zeit (bis 400 n. Chr.) und solche, die in geschichtlicher Zeit (bis 1492) in unser Gebiet gelangten. Nach Hempel (2009) könnten innerhalb der Archäophyten Arten der altdutschen Gartenflora, die erst im Mittelalter eingebracht wurden und vor der Renaissance verwilderten, als Paläophyten abgetrennt werden. Zu dieser Artengruppe zählen beispielsweise in Sachsen *Aristolochia clematitis*, *Artemisia absinthium*, *Ballota nigra*, *Castanea sativa*, *Cerinthe minor*, *Chelidonium majus*, *Chenopodium bonus-henricus*, *Chenopodium hybridum*, *Ch. vulvaria*, *Coronopus squamatus*, *Leonurus cardiaca* subsp. *cardiaca*, *Malva alcea*, *M. moschata*, *Nepeta cataria*, *Ornithogalum umbellatum*, *Reseda luteola*, *Setaria verticillata*, *Tanacetum parthenium*, *Verbena officinalis* und *Viola odorata* (Gutte 2015). Eine Untergliederung der Archäophyten in zwei Gruppen halten wir aber aus Sicht des Naturschutzes nicht für notwendig.

Mit der Anpassung des BNatSchG im Jahr 2017 gibt es keinen Grund mehr, Archäobiota als heimische Arten zu bezeichnen. Archäobiota sind gebietsfremde Arten, die in der Zeit zwischen dem neolithischen Ackerbau (ca. 4000 v. Chr.) und dem Ende des Mittelalters (Entdeckung Amerikas, etwa 1500 n. Chr.) mit indirekter oder direkter Hilfe des Menschen nach Deutschland eingebracht wurden und sich seit vor 1492 wild lebend dauerhaft bis heute erhalten haben (vgl. Kap. 2.2). Die mögliche Bedeutung von Archäobiota für den Naturschutz kann davon unberührt bleiben (vgl. Kap. 2.1.5).

### 2.1.5 Gefährdungsstatus

Seit Ende des 19. Jahrhunderts sind viele Gefäßpflanzenarten der so genannten Dorfflora, mit ihrem erheblichen Anteil an Archäophyten, im Rückgang. Dieser Rückgang verstärkte sich im 20. Jahrhundert (Brandes et al. 1990). Ein starker Wandel und eine Intensivierung der Landwirtschaft setzten ca. 1950 ein (Hüppé 1987, Ries 1992). Die Ursachen für den Wandel in der Ackerbegleitflora sind vielschichtig: Saatgutreinigung, Mineralische Düngung, Veränderung der Saatzeit, Art und Weise der Ernteverfahren, Herbizidanwendung, Anbaufolge (Hüppé 1987). Viele Arten der so genannten Ackerbegleitflora sind infolge intensiver Landbewirtschaftung verbunden mit hohem Dünger- und Herbicideinsatz sowie einer verbesserten Saatgutreinigung selten geworden (Eggenschwiler et al. 2007, Gerhards et al. 2013). Kurze bearbeitungsfreie Zeiten, z.B. auf Stoppelbrachen, reduzieren die Vielfalt typischer Segetalarten (Litterski 2003). So nahm beispielsweise die Artenanzahl an Ackerwildkräutern im Raum Mehrstetten (Baden-Württemberg) zwischen 1948/1949 und 2011 um 97 Arten (64 %) ab (Gerhards et al. 2013). In Deutschland wurde ein Artenrückgang von Ackerwildkräutern von der Mitte bis Ende des 20. Jahrhunderts um 16-42 % festgestellt (Hilbig & Bachthaler 1992). Betroffen sind vor

allem Pflanzen, die fast ausschließlich auf Äckern wachsen (Eggenschwiler et al. 2007). Der Rückgang insbesondere von einjährigen Arten auf ertragsarmen, extensiv bewirtschafteten Feldern ist auch durch Aufgabe der Bewirtschaftung, Brachfallen und Umwandlung in Grünland bedingt (Meyer & Van Elsen 2007).

Da die Einbringung und Etablierung von Archäophyten vor Beginn des intensiveren Welthandels stattfanden, haben ihre „Vorkommen oft den Charakter von vorgeschobenen Arealgrenzbereichen. Sie gelten mit Recht als vollwertige und charakteristische Elemente der mitteleuropäischen Kulturlandschaft, doch ihre Vorkommen in den natürlichen Arealteilen sind aus biogeographischer Sicht wertvoller“ (Welk 2001). Wesentliche Gründe, die dennoch für den Schutz von alteingebürgerten Ackerwildkräutern sprechen, sind nach Schmitz & Götz (2004):

- **kulturhistorisch:** Ackerwildkräuter sind Zeugen alter bäuerlicher Kultur, und so wie es selbstverständlich ist, historische Bauwerke zu erhalten, sollte es auch eine kulturelle Verpflichtung sein, Maßnahmen zum Schutz dieser Arten zu ergreifen.
- **ästhetisch:** Eine vielfältige Naturausstattung der Landschaft bereichert die Erfahrungswelt des Menschen und dient seinen psychologischen und ästhetischen Bedürfnissen.
- **ökologisch:** Einheimische oder „alteingesessene“ Pflanzenarten stellen das unverzichtbare Fundament für Nahrungsketten dar. Von einer reichen Insektenwelt und einem kontinuierlichen Angebot an Samen sind u.a. frühere Allerweltsarten, wie Rebhuhn, Feldlerche, Feldsperling abhängig.
- **ökonomisch:** Aus Sicht einer nachhaltig wirtschaftenden Landwirtschaft ist eine Verarmung der Ackerlebensgemeinschaft problematisch. In Ackerwildkraut-Beständen entwickeln sich zahlreiche Tierarten, die landwirtschaftlich bedeutende Schädlinge in Schach halten. Für die Pflanzenzüchtung von Kulturpflanzen ist zudem der Erhalt der "wilden Verwandten" unserer Kulturpflanzen bedeutsam. Sie tragen wichtige, ökologisch relevante Merkmale (Schädlingsresistenz, Klimaanpassungen), die manche Kulturpflanzen verloren haben.

„Agrarflächen mit extensiven Nutzungsformen und geringer Ertragsleistung, jedoch hoher Artenvielfalt, besitzen europaweit eine Schlüsselfunktion für den Erhalt der Biodiversität sowie der Artenvielfalt der Segetalflora und damit eine hohe Schutzwürdigkeit“ (Hoffmann 2012). Die anthropogene Floren- und Faunendynamik ist seit dem Neolithikum eng mit den mitteleuropäischen Kulturlandschaften verbunden (Kowarik 2002). Archäophyten können als „Kulturrelikte“ bezeichnet werden (Comin & Poldini 2009) und so ist insbesondere die Ackerbegleitflora Teil unserer alten Kulturlandschaft und daher schützenswert, vergleichbar mit dem Schutz der Kulturlandschaften, die sich auf der UNESCO-Welterbeliste befinden. Diese Verbindung mit der Kulturgeschichte „wird von Seiten des Naturschutzes traditionell durch die Aufnahme von Archäophyten in Rote Listen gewürdigt“ (Kowarik 2002).

Aktuell steht jede zweite Ackerwildkrautart in mindestens einem Bundesland Deutschlands auf der Roten Liste (Meyer & Van Elsen 2007), ähnliche Verhältnisse liegen in Österreich vor, wo ca. 40 % aller Ackerwildkrautarten gefährdet sind (Ries 1992). In Polen werden ca. 45 % (74 Arten) der Archäophyten als ausgestorben oder einer Gefährdungskategorie zugeordnet (Zajac et al. 2009).

## 2.1.6 Schutzstatus

Der gesetzliche Schutz von Arten wird auf nationaler Ebene durch die Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) und auf EU-Ebene u. a. durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) und die Vogelschutz-Richtlinie (VSR) festgelegt. Derzeit befinden sich in den entsprechenden Anhängen der BArtSchV keine Archäozoen, jedoch einige Archäophyten. So sind in der BArtSchV *Alyssum saxatile*, *Fritillaria* spp., *Iris* spp., *Muscari* spp., *Tulipa* spp. als besonders geschützte Arten nach § 1 Satz 1 und *Vitis sylvestris* als streng geschützte Art nach § 1 Satz 2 enthalten. In Anhang II und IV der FFH-RL wird *Bromus grossus* aufgeführt. In Anhang V der FFH-RL befindet sich mit der Weinbergschnecke (*Helix pomatia*) eine archäozoische Art, die vermutlich in der Spätantike nach Mitteleuropa gelangt ist („Roman Snail“) und deren Entnahme und Nutzung sowie Fang und Transport geregelt sind.

Die Bundesregierung stellt dazu fest, dass allgemein bei den in der BArtSchV gelisteten Arten ganz überwiegend der besondere bzw. strenge Schutz an die Gefährdungen dieser Arten in ihren Ursprungsregionen durch Entnahmen und den internationalen Handel anknüpft (Deutscher Bundestag 2014). So erlaubt auch § 45 Abs. 7 BNatSchG den Behörden, bei Bedarf Maßnahmen gegen geschützte Arten der BArtSchV zu ergreifen. Die EU (2007) hebt zur FFH-Richtlinie hervor, dass gebietsfremde Vorkommen von FFH-Arten „als nicht unter die Richtlinie fallend erachtet werden“. Vielmehr seien Vorkommen in den natürlichen Verbreitungsgebieten schutzrelevanter und der Schutz sowie die Förderung dieser Arten müssen in deren natürlichen Verbreitungsgebieten erfolgen.

Die Haustaube (*Columba livia*), deren domestizierte Form, die Straßentaube (*C. livia f. domestica*), vor 1139 für Deutschland nachgewiesen ist und die als Archäozoon gilt (Nehring et al. 2015a), ist in Anhang II Teil A der Vogelschutz-Richtlinie gelistet. Dies bedeutet, dass die Art in Deutschland bejagt werden darf. In Anhang II Teil A finden sich auch Neozoen, wie die potenziell invasive Kanadagans (*Branta canadensis*) und der potenziell invasive Jagdfasan (*Phasianus colchicus*) (Nehring et al. 2015a). In Anhang II Teil B (d.h., Bejagung ist nur in aufgeführten Mitgliedstaaten erlaubt) wird das invasive Chukarhuhn gelistet (*Alectoris chukar*) (Nehring et al. 2015a), jedoch nicht für Deutschland aufgeführt. Widersprüche von Schutzziehen bestehen durch die Listung von Neobiota in Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie (Arten, für die besondere Schutzmaßnahmen hinsichtlich ihrer Lebensräume anzuwenden sind), z.B. Chile-Flamingo (*Phoenicopterus ruber*) und die potenziell invasive Rostgans (*Tadorna ferruginea*) (Nehring et al. 2015a).

## 2.1.7 Verantwortlichkeit

Verantwortlichkeit, die „Verantwortung für die weltweite Erhaltung einer Art“, beschreibt die „Dringlichkeit, mit der innerhalb des Bezugsraumes etwas für eine Art unternommen werden muß“ (Schnittler & Ludwig 1996). Dabei ist die Verantwortlichkeit umso höher, „je wichtiger die Populationen im Bezugsraum für das weltweite Überleben der Art sind.“ Als Bewertungskriterien werden allgemein der Anteil der Populationen im Bezugsraum an der Gesamtpopulation, die Lage dieser Populationen im Gesamtareal sowie die weltweite Gefährdung der Art herangezogen, ergänzend werden Endemiten gekennzeichnet (Korneck et al. 1996, Ludwig et al. 2007). Das Prinzip der Verantwortlichkeit sollte grundsätzlich auf natürlich vorkommende /autochthone Arten angewendet werden (sensu Gruttke 2004b, Nehring 2021) und findet in Deutschland für eine Reihe von Arten Anwendung. Dies betrifft vor allem Arten, von denen bedeutende Arealanteile oder isolierte Vor- oder Außenposten im Bezugsgebiet liegen (Gruttke 2004a). Gemäß § 54 Abs. 1 BNatSchG wird das Bundesumweltministerium ermäch-

tigt, durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates Tier- und Pflanzenarten oder Populationen solcher Arten unter besonderen Schutz zu stellen, soweit es sich um natürlich vorkommende Arten handelt, die in ihrem Bestand gefährdet sind und für die die Bundesrepublik Deutschland in hohem Maße verantwortlich ist.

### 2.1.8 Invasivität

Nach dem seit 2017 gültigen Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) ist gemäß §7 Abs. 2 eine invasive gebietsfremde Art im Sinne des Artikels 3 Nummer 2 der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 eine Art

- a) die in der Unionsliste nach Artikel 4 Absatz 1 der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 aufgeführt ist,
- b) für die Dringlichkeitsmaßnahmen nach Artikel 10 Absatz 4 oder für die Durchführungsrechtsakte nach Artikel 11 Absatz 2 Satz 2 der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 in Kraft sind, soweit die Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 nach den genannten Rechtsvorschriften anwendbar ist oder
- c) die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Absatz 4 Satz 1 Nummer 1 oder Nummer 3 aufgeführt ist.

Die in früheren Fassungen des BNatSchG enthaltenen Definitionen heimischer und gebietsfremder Arten (inkl. der Bezugnahme auf zeitliche „Schwellenwerte“) sind mit dieser neuen Fassung aufgehoben.

Die wörtliche Definition von „invasiv“ in der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 lautet

- eine gebietsfremde Art, deren Einbringung oder Ausbreitung die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen gefährdet oder nachteilig beeinflusst.

Diese Definition orientiert sich somit alleine an den negativen naturschutzfachlichen Auswirkungen und umfasst alle gebietsfremden Arten unabhängig von ihrem Einbürgerungsgrad oder ihrer Einbringungszeit. Darüber hinaus legt das BNatSchG in § 40 Abs. 3 einen noch weitergehenden Managementansatz insoweit fest, dass die zuständige Behörde anordnen kann, dass ungenehmigt ausgebrachte Tiere und Pflanzen oder sich unbeabsichtigt in der freien Natur ausbreitende Pflanzen sowie dorthin entkommene Tiere beseitigt werden, soweit es zur Abwehr einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten erforderlich ist.

Behält man die Gegenüberstellung von einheimischen (autochthonen, indigenen) Arten und gebietsfremden Arten aufrecht, und unterteilt die gebietsfremden Arten unabhängig des Etablierungsgrades nur nach der Einbringungszeit in Archäobiota und Neobiota, so kann eine Invasivitätsprüfung nach den Kriterien von Nehring et al. (2015b) für alle gebietsfremden Arten erfolgen. Da die Ersteinbringung der Archäobiota in Europa hunderte von Jahren zurückliegt, ist wahrscheinlich in der Regel davon auszugehen (trotz der bekannten Verzögerungseffekte bei biologischen Invasionen), dass diese Arten bereits negative Auswirkungen auf die Biodiversität gezeigt hätten. Die meisten Archäobiota würden daher wahrscheinlich als etablierte, nicht invasive, gebietsfremde Arten eingestuft, woraus sich keine Handlungsmaßnahmen ergeben. Allerdings ist nicht ausgeschlossen, dass sich die Invasivität der Sippen auch nach hunderten von Jahren verändern kann, z.B. wenn externe (Klimabedingungen, Nährstoffverhältnisse) oder interne (evolutionäre Anpassungen) Faktoren zu Veränderungen der realisierten Nische der Art führen („niche shifts“). Ein bekanntes Beispiel, das jedoch im Sinne des Naturschutzes nicht als invasiv zu bezeichnen wäre, betrifft die archäophytische Ackerwildkraut-

pflanze *Alopecurus myosuroides* (Acker-Fuchsschwanz). Diese Art hat sich aufgrund einer Nischenänderung durch den aktuell höheren Anteil von Wintergetreide in der Feldfolge, die reduzierte Bodenbearbeitung, den Anbau von Kurzstrohsorten und den häufigen Einsatz von Herbiziden mit gleichem Wirkmechanismus zu einem Problemunkraut in der Landwirtschaft entwickelt mit entsprechenden negativen ökonomischen Folgen (Gerhards et al. 2013). Im Fall von Archäobiota, die auf Grund von Untersuchungsergebnissen als invasiv gelten könnten, sollte geprüft werden, ob Handlungsmaßnahmen erforderlich wären.

Werden Archäobiota aus Europa in andere Kontinente verschleppt, kann sich ihr Ausbreitungspotenzial und damit verbunden wahrscheinlich auch ihr Potenzial für negative Auswirkungen von Neobiota unterscheiden. So sind in den U.S.A. 42 % der aus Europa stammenden Archäophyten expansive Unkräuter, wovon 8 % in landwirtschaftlich genutzten Flächen und 14 % in naturnaher Vegetation vorkommen. Im Vergleich dazu waren nur 20 % der Neophyten aus Europa in den U.S.A. expansiv, von denen wiederum 2 % vor allem in landwirtschaftlich genutzten Flächen und 13 % in naturnaher Vegetation vorkamen (Sorte & Pyšek 2009).

### 2.1.9 Naturschutzfachliche Anwendung des Archäobiotakonzeptes

Die durch menschlichen Einfluss beabsichtigte oder unbeabsichtigte Einbringung und Ausbreitung von Arten außerhalb ihrer natürlichen Vorkommensgebiete ist ein seit Jahrtausenden ablaufender Prozess, der immer mehr an Dynamik gewinnt. Hauptursache dafür ist die Veränderung der verantwortlichen Pfade über die Zeit. Vor rund 500 Jahren wurde Amerika durch Kolumbus entdeckt. In Mitteleuropa wird dieses Datum (1492) als Startpunkt eines intensiven interkontinentalen Waren- und Gütertauschs angesehen, der kontinuierlich und in den letzten 250 Jahren drastisch zugenommen hat. So überwiegt insbesondere bei den Gefäßpflanzen und bei den Wirbeltieren seit langem der Anteil absichtlich importierter gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten im Vergleich zur unabsichtlichen Einbringung deutlich und steigt weiter an.

Kriterien für die Unterscheidung zwischen einheimisch und gebietsfremd sollten einzig die Herkunft und die Einbringungsweise der Art/Sippe sein (s. Kap. 2.1.1). Im naturschutzfachlichen Kontext ist bei den gebietsfremden Arten die Trennung in zwei Gruppen, nämlich Archäobiota und Neobiota, fachlich sinnvoll (s. Kap. 2.1.4 und 2.1.8). Hierbei sollte für die Unterscheidung Archäobiota und Neobiota eine Kombination von Einbringungszeit und Einbürgerungsgrad Anwendung finden. Damit würde zum Tragen kommen, dass Archäobiota gebietsfremde Arten sind, die jedoch aufgrund ihrer langen, dauerhaften Präsenz im Bezugsgebiet einen naturschutzfachlichen Wert als Teil der Kulturlandschaft haben können (s. Kap. 2.1.5). Archäobiota ähneln zudem aufgrund ihrer Herkunft in ihren biologisch-ökologischen Merkmalen den einheimischen Arten meist mehr als den Neobiota (z.B. Lososová et al. 2012, 2016) und werden – aufgrund der lang zurückliegenden Etablierung – meist wie einheimische Arten bewertet und besitzen im Naturschutz einen anderen Stellenwert als Neobiota.

Gleichwohl ist zu beachten, dass Arten, die vor der letzten Kaltzeit im Bezugsgebiet vorkamen, nicht *per se* als einheimisch einzustufen sind. Es ist zu prüfen, ob diese Arten durchgängig bis heute vorkamen oder ob es aktuelle Neueinbringungen sind. Arten, die in historischer Zeit, d.h. bis vor der letzten Kaltzeit vor rund 12.500 Jahren (Jungpleistozän), Bestandteile der Fauna und Flora Deutschlands waren, aber bereits in dieser historischen Zeit ausgestorben sind, und danach vom Menschen absichtlich oder unabsichtlich in dieses Gebiet gebracht wurden, sind je nach Einbringungszeitpunkt und Einbürgerungsgrad als Archäo- oder Neobiota zu werten. Dazu zählt zum Beispiel die Wandermuschel *Dreissena polymorpha*, die aus dem

Miozän für Europa fossil belegt ist, deren rezente Vorkommen aber auf Einschleppungen im 19. Jahrhundert zurückzuführen sind (Thienemann 1950, Rabitsch & Nehring 2017). Diese Prüfung ist auch aus ökologischer Sicht sinnvoll, denn es ist nicht auszuschließen, dass sich im Laufe der Erdgeschichte evolutionär andere Arten/Sippeneigenschaften oder gar andere Arten/Sippen entwickelt haben.

Für die Umsetzung z.B. der FFH-Richtlinie ist diese Diskussion wenig relevant. Denn grundsätzlich gilt, dass weder die Dauer der Präsenz, noch der Einbürgerungsgrad aus einer in Asien entstandenen Art eine mitteleuropäische Art zu machen vermag. So sollen nach Art. 22 der Richtlinie 92/43/EWG des Rates die Mitgliedstaaten dafür sorgen, „dass die absichtliche Ansiedlung in der Natur einer in ihrem Hoheitsgebiet nicht heimischen Art so geregelt wird, dass weder die natürlichen Lebensräume in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet noch die einheimischen wildlebenden Tier- und Pflanzenarten geschädigt werden; falls sie es für notwendig erachten, verbieten sie eine solche Ansiedlung.“ Stellt man Archäobiota zu den gebietsfremden Arten, so wäre in Hinblick auf die FFH-Richtlinie eine Schadensanalyse (Invasivitätsbewertung) erforderlich. Gegen invasive Archäobiota könnten Maßnahmen gesetzt werden. Die Regelung in der FFH-Richtlinie lässt es andererfalls auch zu, gegebenenfalls Schutzmaßnahmen für Archäobiota anzuwenden.

## 2.2 Empfehlungen

Für einen zukunftsorientierten Naturschutz im Umgang mit gebietsfremden Arten sind Grundlagen über Mechanismen und Wirkungen dieser Arten zu erarbeiten, um darauf aufbauend fach- und sachgerechte Schlüsse ziehen zu können. Wesentlich für Transparenz und Nachvollziehbarkeit getroffener Entscheidungen ist die Nutzung ausreichend genauer und eindeutiger Definitionen für alle relevanten Fachtermini.

Eine getroffene Zuweisung zur Gruppe der einheimischen oder gebietsfremden Arten sollte immer dokumentiert und begründet werden. Zu berücksichtigen bleibt, dass Daten, Unterlagen und Erkenntnisse nicht immer eine eindeutige Zuordnung zur Herkunft oder zum Status ermöglichen. Kann die Herkunft fachlich nicht hinreichend sicher als einheimisch oder gebietsfremd beurteilt werden, sollte die Art als „kryptogen“ bezeichnet werden (Nehring et al. 2015b). Diese Einschätzung sollte bei allen betroffenen Arten kommentiert werden, damit eine ggfs. als notwendig erachtete Anwendung von Schutz- oder Bekämpfungsmaßnahmen, die augenscheinlich im Widerspruch zu gesetzlichen Regelungen stehen könnte, besser nachzuvozziehen ist. In diesem Kontext ist es auch unabdingbar, dass die Zuordnung einer gebietsfremden Art in die Gruppe der Archäobiota oder Neobiota entsprechend kenntlich gemacht wird. Insbesondere in den Fällen, in denen eine gewisse Unsicherheit bei dieser Zuordnung besteht, sollte ein entsprechender Kommentar ausgeführt werden, der die getroffene Entscheidung fachlich näher erläutert. Dieses gilt umso mehr, um den Vorsorgeansatz zum Schutz der biologischen Vielfalt weitestgehend und nach bestem Wissen zu erfüllen. Durch fachliche Einschätzung kann in der Regel, anhand bekannter (weltweiter) Vorkommen, vorliegender Nachweise, biologischer und ökologischer Charakteristika, anthropogener Einwirkungen etc. auf die Herkunft und den historischen und aktuellen Status einer Art geschlossen werden. Hierbei sollte aber insbesondere darauf geachtet werden, für alle nicht eindeutig geklärten Fälle weitere Daten und Erkenntnisse zu erarbeiten, die zukünftig verbesserte fachliche Begründungen für eine Zuordnung ermöglichen.

Auf Grundlage der vorliegenden Erarbeitung zum Umgang und zur Bedeutung insbesondere von Archäobiota für den Naturschutz sowie unter Berücksichtigung vor allem von Definitionen

in Rechtsinstrumenten (BNatSchG, BArtSchV, Verordnung (EU) Nr. 1143/2014), Strategien (Nationale Biodiversitätsstrategie), Positionspapieren (Gebietsfremde Arten: Klingensteine et al. 2005) und Methodiken (Rote Listen: Ludwig et al. 2009, Ludwig et al. in Vorber.; Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung: Nehring et al. 2015b, Nehring et al. in Vorber.) werden folgende Empfehlungen gemacht:

**1. Empfehlungen zur Definition von Archäobiota im Kontext einheimischer und gebietsfremder Arten:**

**Art**

jede Art, Unterart oder niedrigere Taxa von Tieren, Pflanzen, Pilzen oder Mikroorganismen; für die Bestimmung einer Art ist ihre wissenschaftliche Bezeichnung maßgebend.

**Etablierte Art**

jede Art, die sowohl das Zeitkriterium als auch das populationsbiologische Kriterium erfüllt:

**Zeitkriterium:**

- Überleben der Art im Bezugsgebiet über mindestens 25 Jahre

oder

- Ausbreitung über klimatisch unterschiedliche Gebiete, die in kürzerer Zeitspanne die klimatische Bandbreite einer Region repräsentieren (Ersatz von Zeit durch Raum)

oder

- eine geringere Zeitspanne, wenn diese (in Verbindung mit der Biologie der Art) ein weiteres Überleben im Bezugsraum gewährleistet

**Populationsbiologisches Kriterium:**

- Bildung selbständig vermehrungsfähiger Einheiten (aus Geschlechtszellen, Diasporen oder Rameta) in zweimaliger Folge (d.h. drei Generationen)

und für die Sondersituation lokaler Populationen gilt zusätzlich

- mehrfaches Entstehen neuer Teilpopulationen ohne Hilfe des Menschen aus der zuerst angelangten Population außerhalb des Nahverbreitungsradius (d.h. an neuen, weiter entfernten Standorten)

oder

- bei nur lokaler Ausbreitung seit mindestens 100 Jahren ohne Unterbrechung am Ort der Ansiedlung vorkommend (Ersatz von Raum durch Zeit).

**Anmerkungen:**

Dieses Kriterienkonzept ist im Rahmen der Rote Liste-Methodik entwickelt und fortgeschrieben worden (Ludwig et al. 2009, Ludwig et al. in Vorber.) und findet auch in der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung Anwendung (Nehring et al. 2015b, Nehring et al. in Vorbereitung).

Weitere Bezeichnungen für eine etablierte Art wären wild lebend erhaltende, dauerhaft vorkommende oder eingebürgerte Art.

Dieser Begriff beinhaltet selbsttätig reproduzierende Bestände. Ausgeschlossen sind aber Bestände in menschlicher Obhut (kultiviert oder frei lebend; vgl. Rabitsch & Nehring 2022).

Gemäß naturschutzfachlicher Invasivitätsbewertung (Nehring et al. 2015b) sind Arten dagegen unbeständig, wenn sie das oben angeführte Kriterienkonzept für etablierte Arten in wenigstens einem Punkt nicht erfüllen, aber innerhalb der letzten 25 Jahre außerhalb menschlicher Obhut (länger als ein Jahr) aufgetreten sind. Ansonsten gelten diese Arten als fehlend.

### Einheimische Art

jede Art, die ihr natürliches Verbreitungsgebiet oder regelmäßiges Wanderungsgebiet ganz oder teilweise

- im Bezugsgebiet hat oder in geschichtlicher Zeit hatte oder es
- auf natürliche Weise in das Gebiet ausgedehnt hat.

Anmerkungen:

Da die indirekte Mitwirkung des Menschen oftmals schwierig zu belegen ist (z.B. aufgrund von sich ändernden ökologischen Bedingungen und des Klimawandels oder Schaffung neuer Standorte), werden in Einschränkung dieser weiten Definition Arten, die ihr natürliches Areal aus eigener Kraft „natürlicherweise“ und ohne Aufhebung einer natürlichen Ausbreitungsbarriere in das Bezugsgebiet erweitert haben, nachfolgend nicht als gebietsfremd betrachtet (vgl. dazu auch den Begriff „neonatives“, Essl et al. 2019). Da die Errichtung von technischen Korridoren (z.B. Kanäle, Tunnel, Brücken) eine Überwindung von Ausbreitungsbarrieren bedeutet, sind hierüber „eingewanderte“ oder „verschleppte“ Arten dagegen gebietsfremd (Durchführungsverordnung (EU) 2017/1454, Nehring 2005).

Arten gelten damit auch als einheimisch, wenn sie sich im Gebiet ohne menschlichen Einfluss evolutionär unter ausschließlicher Beteiligung einheimischer Arten gebildet haben.

Weitere Bezeichnungen wären indigene, natürlich vorkommende oder autochthone Art.

Verschiedentlich wird der Begriff „heimische Art“ verwendet. Die Bedeutung des Begriffes „heimisch“ umfasst fallweise alle einheimischen Arten und alle Archäobiota-Arten, jedoch ist der einschlägige Artenkanon nicht immer eindeutig ersichtlich. In vielen Fällen wird der Begriff „heimisch“ nur als Kurzform für den oben definierten Begriff „einheimisch“ verwendet. Im Bundesnaturschutzgesetz wurde 1986 der Begriff „heimisch“ erstmals definiert und umfasste neben den einheimischen Arten alle verwilderten oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerten Tiere oder Pflanzen, wenn diese sich in der Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten. Im Jahr 2017 wurde der definierte Begriff im Bundesnaturschutzgesetz ersatzlos gestrichen (vgl. Kap. 2.1.4).

### Gebietsfremde Art

jede Art, die unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein Gebiet außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets gelangt ist und dort wild lebt oder gelebt hat.

Anmerkungen:

Arten sind damit auch dann gebietsfremd, wenn sie zwar auf natürliche Weise in ein Gebiet gelangten, aber aus einem Gebiet, in das sie zuvor durch den Menschen eingebracht wurden.

Arten gelten auch als gebietsfremd, wenn sie sich unter Beteiligung von gebietsfremden Arten oder ausschließlich durch menschliches Einwirken (z.B. in Kultur) aus einheimischen Arten evolutionär „neu“ entwickelt haben und somit kein natürliches oder ursprüngliches Verbreitungsgebiet haben.

Weitere Bezeichnungen wären nicht einheimische, nicht natürlich vorkommende oder allochthone Art.

Innerhalb der gebietsfremden Arten werden die zwei Gruppen „Archäobiota“ und „Neobiota“ unterschieden:

- **Archäobiota**

sind gebietsfremde Arten, die vor 1492 in das Bezugsgebiet gelangt sind und die sich seit vor 1492 dort wild lebend dauerhaft bis heute erhalten (alteingebürgerte Arten).

Anmerkung:

Die Art kann zwischenzeitlich als ausgestorben gelten oder aktuell nur noch unbeständig auftretend sein, wobei dabei ein vollständiges Erlöschen der archäobiotischen Bestände sehr wahrscheinlich noch nicht erfolgt ist.

- **Neobiota**

sind gebietsfremde Arten, die nach 1492 in das Bezugsgebiet gelangt sind oder sich nicht seit vor 1492 wild lebend dauerhaft erhalten konnten.

Anmerkung:

Die Art kann zeitweise ein Archäobiot gewesen sein, jedoch gelten alle archäobiotischen Bestände als ausgestorben und alle aktuellen wild lebenden Vorkommen sind neobiotischen Ursprungs.

Übergreifende Anmerkung:

Die Empfehlungen zur Definition von Archäobiota/Neobiota konkretisieren den Ansatz zu deren Unterscheidung nach BfN-Positionspapier zu gebietsfremden Arten (Klingensteine et al. 2005). Eine begleitend durchgeführte Analyse (Nehring 2021, Nehring unveröffentl.) zeigt, dass diese Definitionen in allen aktuellen Roten Listen Deutschlands, in denen wild lebende Vorkommen von vor 1492 eingeführten gebietsfremden Arten berücksichtigt werden, bereits Anwendung finden: Gefäßpflanzen (Metzing et al. 2018), Moose (Caspari et al. 2018), Säugetiere (Meinig et al. 2020), Brutvögel (Ryslavy et al. 2020), Süßwasserfische (Freyhof et al. 2023), Binnenmollusken (Jungbluth & von Knorre 2011), Hundertfüßer (Decker et al. 2016), Weberknechte (Muster et al. 2016), Blatt-, Samen- und Resedakäfer (Fritzlar et al. 2021), Clavicoria (Esser 2021), Diversicornia (Schmidl et al. 2021a), Teredilia und Heteromera (Schmidl et al. 2021b), Marine Wirbellose (Rachor et al. 2013).

### **Fragliche Archäobiota**

jede gebietsfremde Art, für die die Einbringungszeit sehr wahrscheinlich vor 1492 liegt, für die jedoch die Hinweise und Erkenntnisse auf ein mögliches dauerhaftes wild lebendes Vorkommen von vor 1492 bis heute unzureichend sind.

### Anmerkungen:

Dieser Begriff gilt in der Praxis als zweckmäßige Lösung für gebietsfremde Arten, die nicht eindeutig Archäobiota oder Neobiota zuzuordnen sind (vgl. auch Kühn & Klotz 2002).

Für diese Arten sollten weitere Daten und Erkenntnisse erarbeitet werden, die zukünftig eine Zuordnung in die Gruppe der Archäobiota oder Neobiota ermöglichen.

### Kryptogene Art

jede Art, für die nicht hinreichend sicher festgestellt werden kann, ob sie einheimischen oder gebietsfremden Ursprungs ist.

### Anmerkung:

Für diese Arten sollten weitere Daten und Erkenntnisse erarbeitet werden, die zukünftig eine Zuordnung in die Gruppe der einheimischen oder gebietsfremden Arten ermöglichen.

Eine schematische, vereinfachte Übersicht wichtiger Begriffe findet sich in nachfolgender Tabelle 4.

Tab. 4: Schematische, vereinfachte Systematik wichtiger Begriffe zur Charakterisierung von Arten im Natur- und Artenschutz (verändert und ergänzt nach Klingensteine et al. 2005).

Flora & Fauna				
Einheimische und gebietsfremde Arten				
Heimische Arten				
		teilweise verwendeter Begriff für die Gruppe „etablierter einheimischer Arten und Archäobiota“		
Einheimische Arten		Gebietsfremde Arten		
natürlicherweise vor Beginn des menschlichen Einflusses oder danach z.B. durch Klimaänderungen eingewandert (natürliche Arealerweiterung) oder aus einheimischen Arten evolutionär entstanden		durch menschlichen Einfluss beabsichtigt oder unbeabsichtigt eingebrachte Arten oder unter Beteiligung gebietsfremder Arten evolutionär entstandene Arten		
		ARCHÄOBIOTA	NEOBIOTA	
		Archäozoen, Archäophyten und Archäomyzeten	Neozoen, Neophyten und Neomyzeten	nach 1492 eingebrachte Arten oder nicht vor 1492 dauerhaft etablierte Arten
		vor 1492 eingebrachte und seit vor 1492 dauerhaft etablierte Arten		
			nicht invasiv keine unerwünschten Auswirkungen verursachende Arten	potenziell invasiv möglicherweise unerwünschte Auswirkungen verursachende Arten
				invasiv unerwünschte Auswirkungen verursachende Arten
unbeständig nur gelegentlich und zerstreut auftretend	etabliert regelmäßig reproduzierend	etabliert seit vor 1492 etabliert (ggfs. aktuell durch menschliches Einwirken nur unbeständig auftretend)	unbeständig nur gelegentlich und zerstreut auftretend	etabliert über mehrere Generationen und/oder lange Zeit etabliert
Fragliche Archäobiota				
archäobiotische oder neobiotische Zuordnung nicht hinreichend geklärt				
Kryptogene Arten				
einheimischer oder gebietsfremder Ursprung nicht hinreichend geklärt				

## **2. Empfehlungen zur Anpassung der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung**

In der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten (Version 1.3, Nehring et al. 2015b) werden im Abschnitt „C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien“ beim Kriterium „Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen“ die Lebensräume „Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfuren“ als naturfern vorgegeben.

Zu beachten ist jedoch, dass verschiedene Formen extensiv bewirtschafteter Äcker nach Riecken et al. (2006) als gefährdete Biotoptypen angesehen werden, u.a. da sie eine vielfältige Ackerbegleitflora aufweisen. Typische Pflanzengesellschaften sind aus der Klasse *Stellarietea mediae*, so z.B. *Aphanion arvensis* (*Scleranthion annui*, *Arnoseridion minimae*, *Aperion spicae-venti*), *Caucalidion platycarpi* (*Caucalidion lappulae*), Panico-Setarion, Veronicco-Euphorbion (Fumario-Euphorbion), Spergulo-Oxalidion (*Polygonio-Chenopodion*) (Rennwald 2000, Riecken et al. 2006, Schneider et al. 2008). Intensive Landbewirtschaftung ist eine Hauptursache für den Verlust der Biodiversität in der Agrarlandschaft - als Indikator für diesen Verlust gilt die Diversität und Abundanz der Ackerbegleitflora. Ackerrandstreifenprogramme dienen der Erhaltung der Ackerbegleitflora und -fauna. Neben der Art und Intensität der Bewirtschaftung hat die Nutzungsaufgabe bzw. der verringerte Anbau bestimmter Kulturpflanzen wie Lein und Buchweizen die Ackerbegleitflora verändert (Schneider et al. 2008). Etwa ein Drittel der mitteleuropäischen Ackerbegleitpflanzen sind in Deutschland gefährdet (Schneider et al. 2008). Ackerkräuter und Ackergräser, die durch die unbeabsichtigte Mitwirkung des Menschen auf landwirtschaftlichen und anderen Nutzflächen wachsen, werden als Segetalpflanzen bezeichnet (Schubert & Wagner 2000). Oftmals handelt es sich um Arten/Sippen, deren Verbreitungsschwerpunkt in Äckern, Weinbergen oder Gärten liegt, und die nicht in natürlichen Biotoptypen vorkommen (Schneider et al. 2008). Ähnlich wie der Erhalt von Kulturlandschaften, ist es sinnvoll, sowohl einheimische Arten als auch Archäophyten der Segetalflora zu schützen, und deren Lebensräume wie extensiv bewirtschaftete Äcker und Weinberge als „sonstige naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume“ zu bewerten. In dieser Weise wird für alle bei Schneider et al. (2008) genannten gefährdeten und seltenen Segetalpflanzen Deutschlands verfahren. In der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung sollten entsprechende Hinweise ergänzt werden.

### 3 Artübergreifende Auswertungen

#### 3.1 Taxonomisches Spektrum

##### 3.1.1 Gefäßpflanzen und Moose

Insgesamt wurden in dieser Arbeit 228 Gefäßpflanzenarten und fünf Moosarten als Archäophyten Deutschlands eingestuft. Alle Arten besiedeln terrestrische Lebensräume. Den größten Anteil machen Asteraceae (23 Arten), Poaceae (19 Arten), Brassicaceae und Lamiaceae (jeweils 18 Arten) aus, gefolgt von mehreren Familien mit 15 bis 12 Arten (Chenopodiaceae, Apiaceae, Caryophyllaceae, Boraginaceae, Scrophulariaceae) (Abb. 2). Betrachtet man die Gruppe der Ackerkulturbegleitarten (108 Gefäßpflanzen- und vier Moosarten), nehmen Caryophyllaceae und Scrophulariaceae (jeweils 11 Arten) und Poaceae (10 Arten) die vorderen Ränge ein, gefolgt von Boraginaceae, Lamiaceae, Asteraceae und Fumariaceae (8 bis 5 Arten) (siehe Anhang).

Zusätzlich wurden 67 Arten, die archäophytisch sein könnten, überprüft und hier als Neophyt (49 Gefäßpflanzenarten), als kryptogen (8 Gefäßpflanzen- und 3 Moosarten) bzw. als einheimisch (7 Gefäßpflanzenarten) bewertet (siehe Anhang). Diese Arten wurden bei den Auswertungen nicht weiter berücksichtigt.

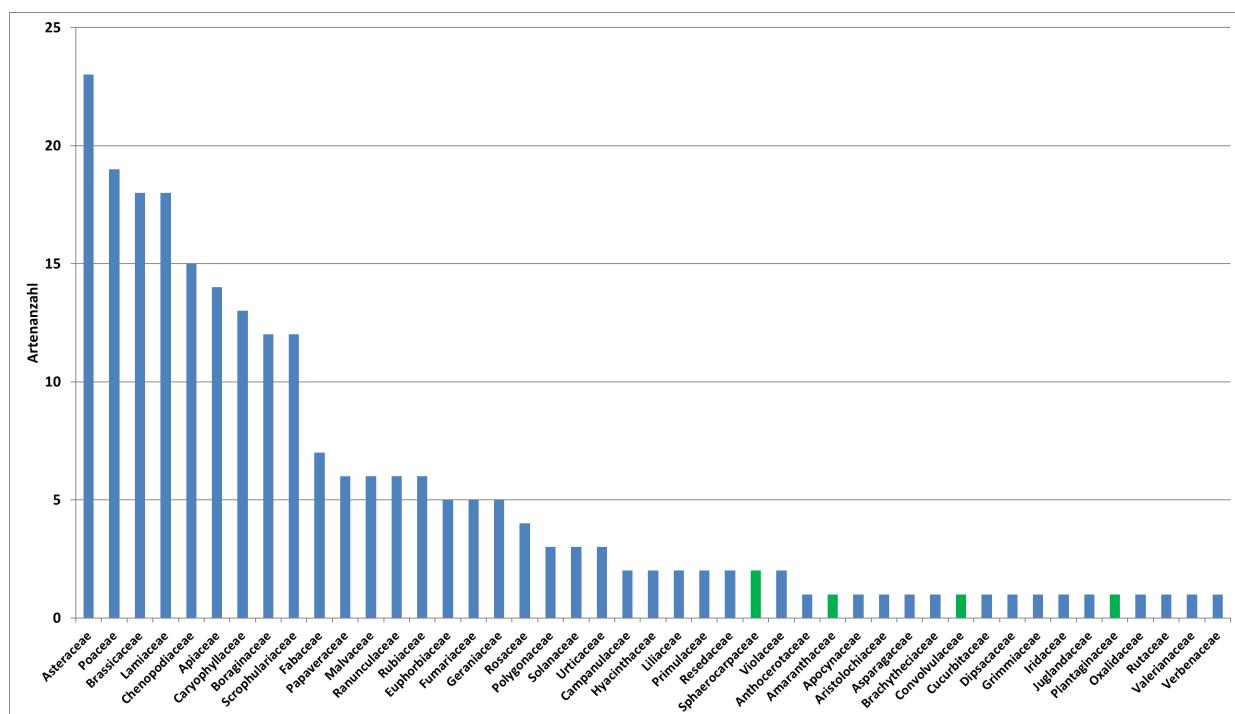


Abb. 2: Taxonomische Verteilung der als Archäophyten bewerteten Gefäßpflanzen (blau) und Moose (grün) in Deutschland (n = 233).

##### 3.1.2 Wirbeltiere und Wirbellose Tiere

Insgesamt wurden in dieser Arbeit sieben Wirbeltierarten und 26 Wirbellosearten als Archäozoen Deutschlands bewertet. Alle Arten besiedeln terrestrische Lebensräume mit Ausnahme der marinen Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*) und dem im Süßwasser lebenden Karpfen (*Cyprinus carpio*). Die insgesamt 33 Arten verteilen sich relativ gleichmäßig auf 20 verschiedene Familien ohne erkennbaren taxonomischen Schwerpunkt (Abb. 3). Auffällig ist, dass

bei den Wirbellosenarten der Anteil an Parasiten (18 Arten, entspricht 69 %) sehr hoch ist (siehe Anhang) und sicherlich nicht der Realität in der Gesamtartenzusammensetzung entspricht. Hier kommt sehr wahrscheinlich zum Tragen, dass eine Zuordnung von nicht-parasitären gebietsfremden Wirbellosenarten in die Gruppe der Archäobiota aufgrund unzureichender Belege und Erkenntnisse nur deutlich schlechter möglich ist (siehe Kap. 2.1.1).

Zusätzlich wurden 14 Arten, die archäozoisch sein könnten, überprüft und hier als Neozoon (zwei Wirbeltierarten und 10 Wirbellosearten), als kryptogen (eine Wirbelloseart) bzw. als einheimisch (eine Wirbeltierart) bewertet (siehe Anhang). Diese Arten wurden bei den Auswertungen nicht weiter berücksichtigt.

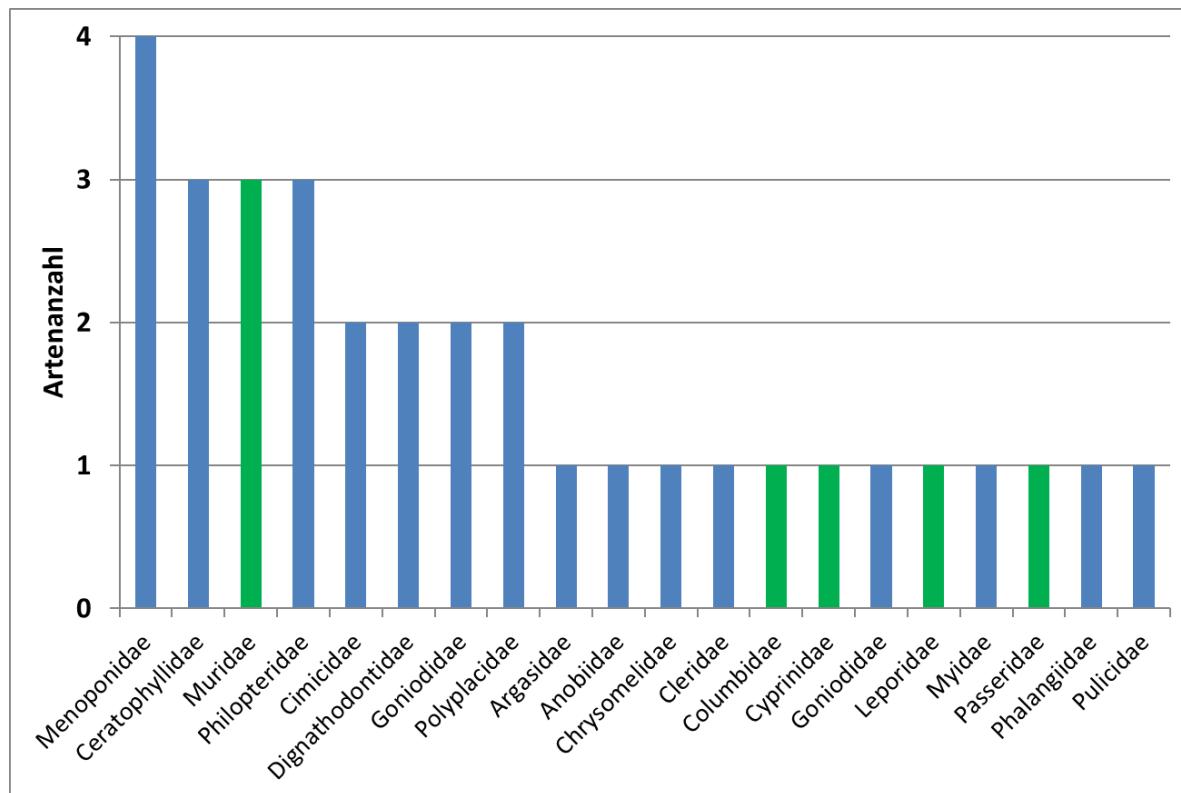


Abb. 3: Taxonomische Verteilung der als Archäozoen bewerteten Arten in Deutschland (Wirbeltiere grün, Wirbellose blau) (n = 33).

### 3.2 Ursprüngliches Areal

Die meisten Archäophyten stammen aus dem temperaten Asien (178 Nennungen) sowie aus Europa (177 Nennungen) (Mehrfachnennungen möglich). Rund 12 % der Nennungen entfallen auf Afrika (fast ausschließlich Nordafrika), während andere belegte Herkunftsgebiete nur eine untergeordnete Rolle spielen. Die ursprüngliche Herkunft von 14 archäophytischen Gefäßpflanzen und einer Moosart ist unbekannt (Abb. 4).

Bei weiterer Differenzierung der Herkunftsgebiete wird deutlich, dass der überwiegende Anteil der europäischen Arten aus Südosteuropa (25 %) und mit deutlich geringerem Anteil aus Südwesteuropa (8 %) stammt. Arten aus dem temperaten Asien stammen überwiegend aus Westasien (24 %) und von der Arabischen Halbinsel (8 %) (Abb. 5). Andere belegte Herkunftsgebiete, wie z.B. das tropische Asien, Nordamerika oder Afrika südlich der Sahara spielen eine sehr untergeordnete Rolle.

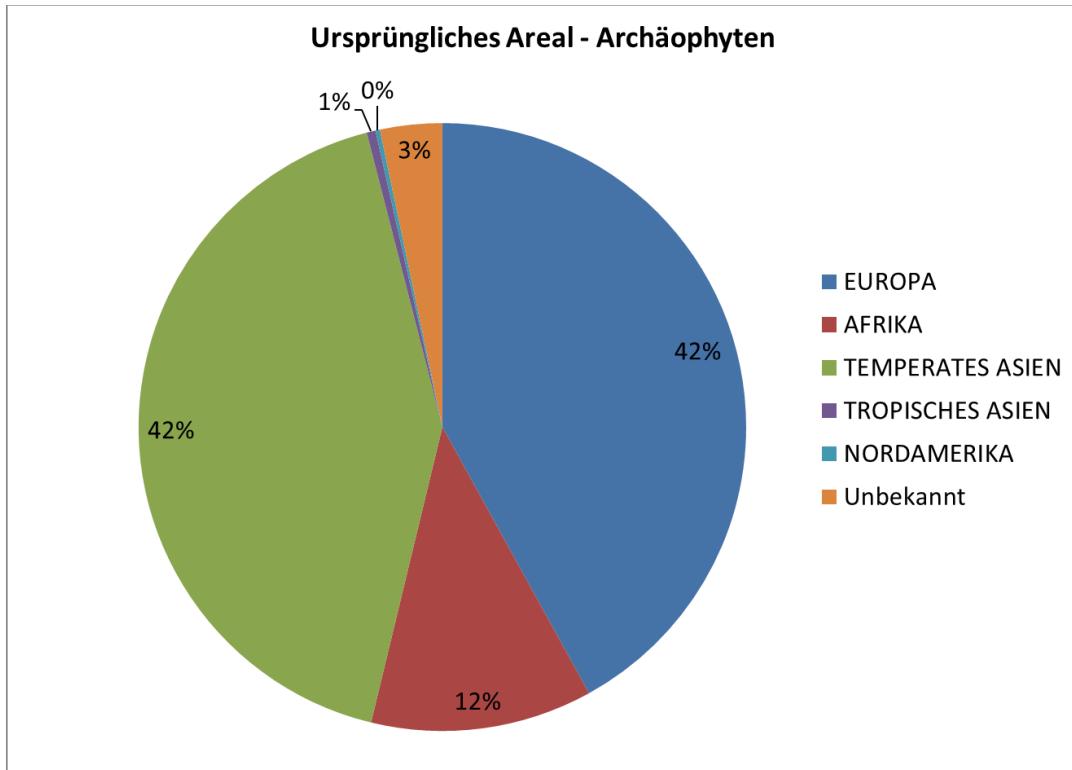


Abb. 4: Ursprüngliches Areal der Archäophyten in Deutschland auf übergeordneter Ebene der Herkunftsregionen (Mehrfachnennungen möglich). Die Angabe 0 % ergibt sich durch die Rundung auf ganze Zahlen.

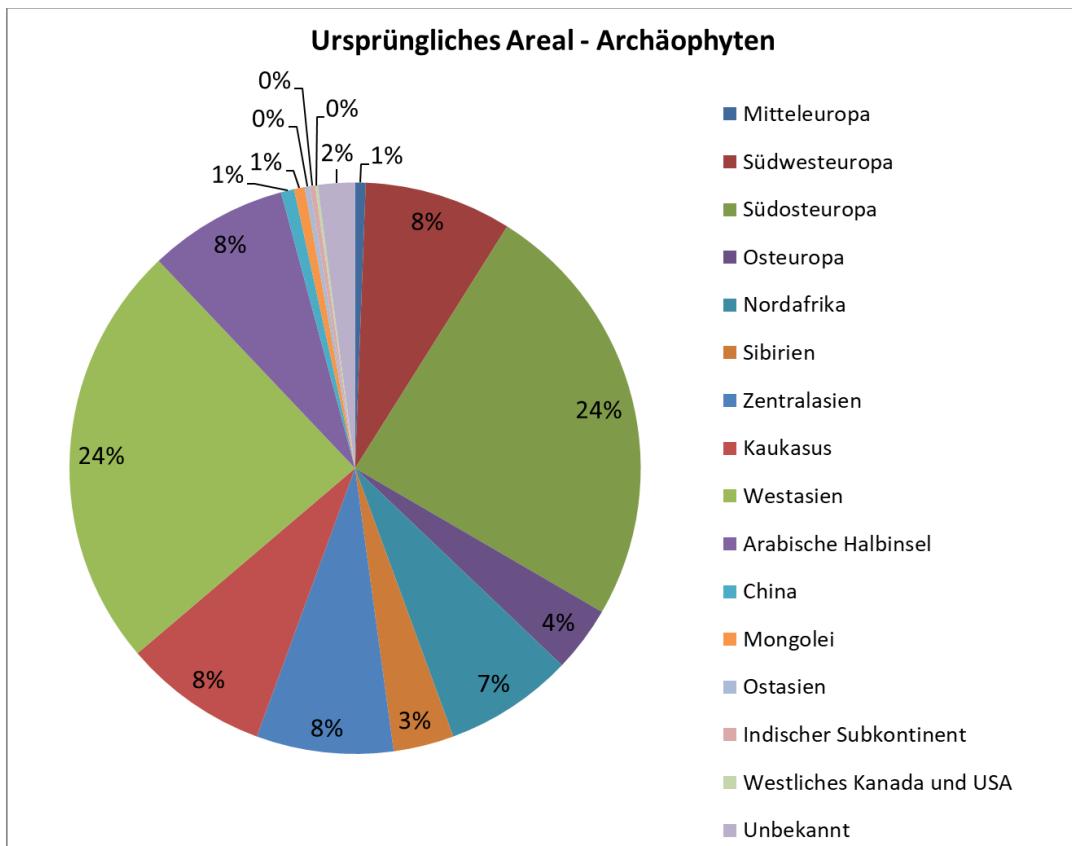


Abb. 5: Ursprüngliches Areal der Archäophyten in Deutschland auf untergeordneter Ebene der Herkunftsregionen (Mehrfachnennungen möglich). Die Angabe 0 % ergibt sich durch die Rundung auf ganze Zahlen.

Die meisten Archäozoen stammen aus dem temperaten Asien (21 Nennungen), gefolgt von Europa, dem tropischen Asien und Afrika (18 bis 14 Nennungen). Andere belegte Herkunftsgebiete spielen eine sehr untergeordnete Rolle. Für eine Wirbellosenart ist die Herkunft unbekannt (Abb. 6).

Die weitere Differenzierung der Herkunftsgebiete zeigt keine ausgeprägte Dominanz einer bestimmten Region. Die meisten Archäozoen stammen aus Westasien (18 Nennungen, 16 %), gefolgt von der Arabischen Halbinsel und Südwesteuropa (jeweils 13 %), Südosteuropa und Indischer Subkontinent (jeweils 12%) sowie Nordafrika und Zentralasien (jeweils 11%) (Abb. 7). Ein Vergleich zwischen Archäophyten (232 Taxa) und Archäozoen (33 Taxa) ist aufgrund der sehr unterschiedlichen Gesamtzahl an Arten mit entsprechender Vorsicht zu verstehen.

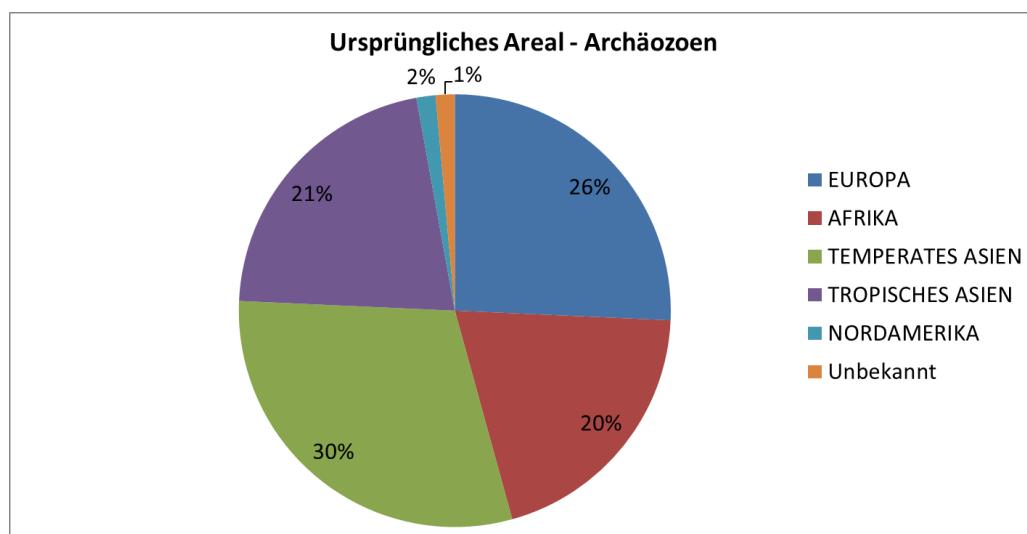


Abb. 6: Ursprüngliches Areal der Archäozoen in Deutschland auf übergeordneter Ebene der Herkunftsregionen (Mehrfachnennungen möglich).

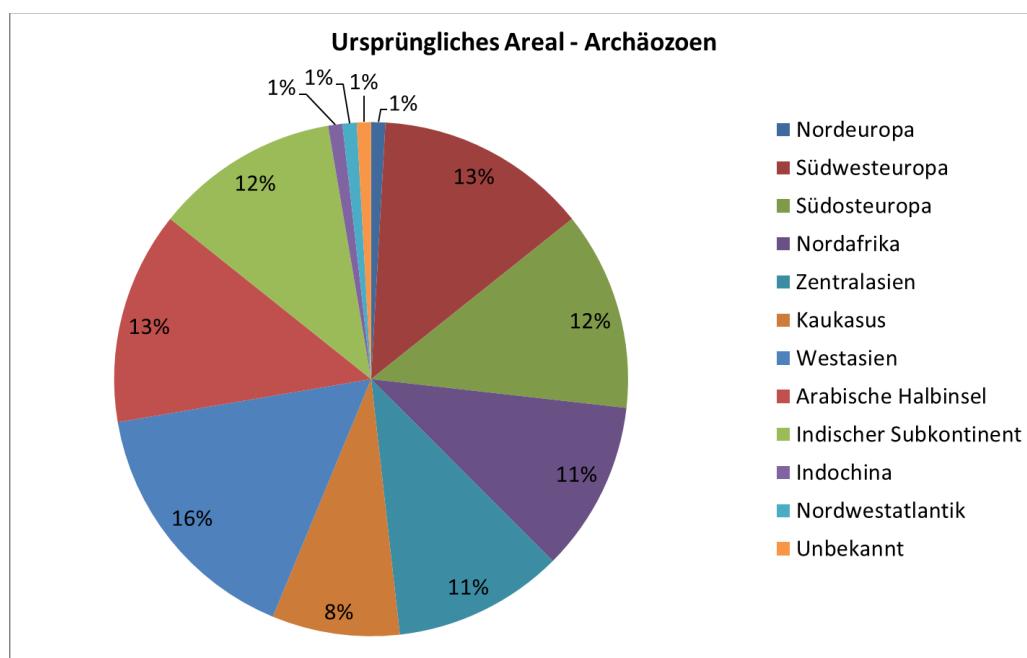


Abb. 7: Ursprüngliches Areal der Archäozoen in Deutschland auf untergeordneter Ebene der Herkunftsregionen (Mehrfachnennungen möglich).

### 3.3 Einführungsweise

Die meisten archäophytischen Gefäßpflanzen wurden unabsichtlich eingebracht (173 Arten, 75 %), 78 Arten (34 %) wurden hingegen absichtlich eingeführt (Mehrfachnennungen möglich); von drei Arten ist die Einführungsweise nicht bekannt. Die fünf archäophytischen Moosarten wurden unabsichtlich eingebracht. Mit Ausnahme von zwei Weichtierarten (*Helix pomatia*, *Mya arenaria*) wurden die Wirbellosen-Archäozoen unabsichtlich eingebracht. Hingegen wurden drei bzw. vier Wirbeltierarten absichtlich bzw. unabsichtlich eingebracht (Abb. 8). Die Zahlenverhältnisse bei den Gefäßpflanzen und auch bei den Wirbeltieren deuten auf deren frühere direkte Nutzung durch den Menschen hin.

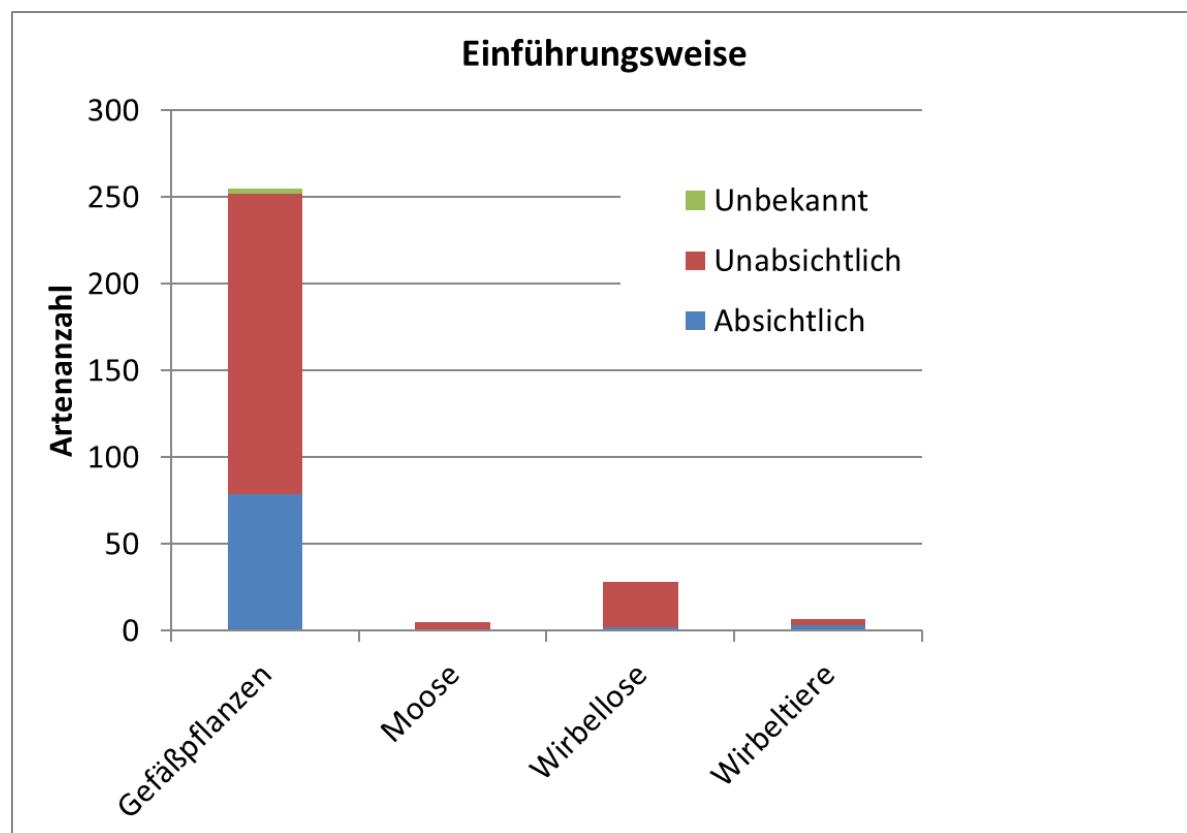


Abb. 8: Einführungsweise der Archäobiota in Deutschland (Mehrfachnennungen möglich).

### 3.4 Einfuhrpfade

Die Einfuhrpfade beschreiben Motive und Ursachen, durch die Arten nach Deutschland gelangt sind. Die überwiegende Anzahl an Archäophyten ist unabsichtlich als Ackerkulturbegleiter (31 %) nach Deutschland gekommen (Abb. 9). Eine hohe Bedeutung haben zudem der unabsichtliche Einfuhrpfad Saatgut-Verunreinigung (22 %) und die absichtliche Einbringung zu volksmedizinischen Zwecken (14 %).

Die Einfuhrpfade der Archäozoen zeigen die erwartete Dominanz der Biovektoren (47 %, ausschließlich Wirbellose) und einen relativ hohen Anteil an Vorratsschädlingen (12 %), die mit Getreide oder Samen eingeschleppt wurden (Abb. 10). Zusätzlich besitzt der Transport mit Gütern eine hohe Relevanz für beide Tiergruppen (Wirbellose 22 %, Wirbeltiere 27 %). Unabsichtliche Einbringungen überwiegen deutlich (siehe auch Kap. 3.3).

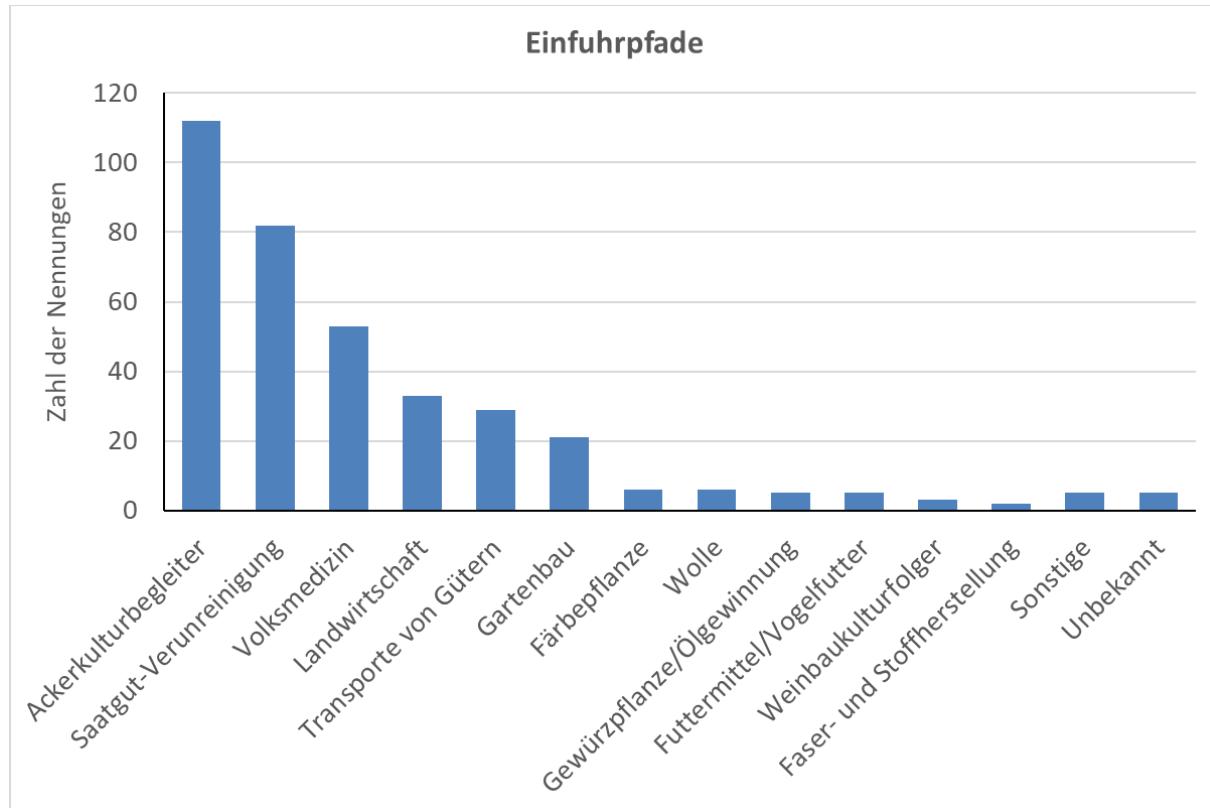


Abb. 9: Einfuhrpfade der Archäophyten in Deutschland (Mehrfachnennungen möglich).

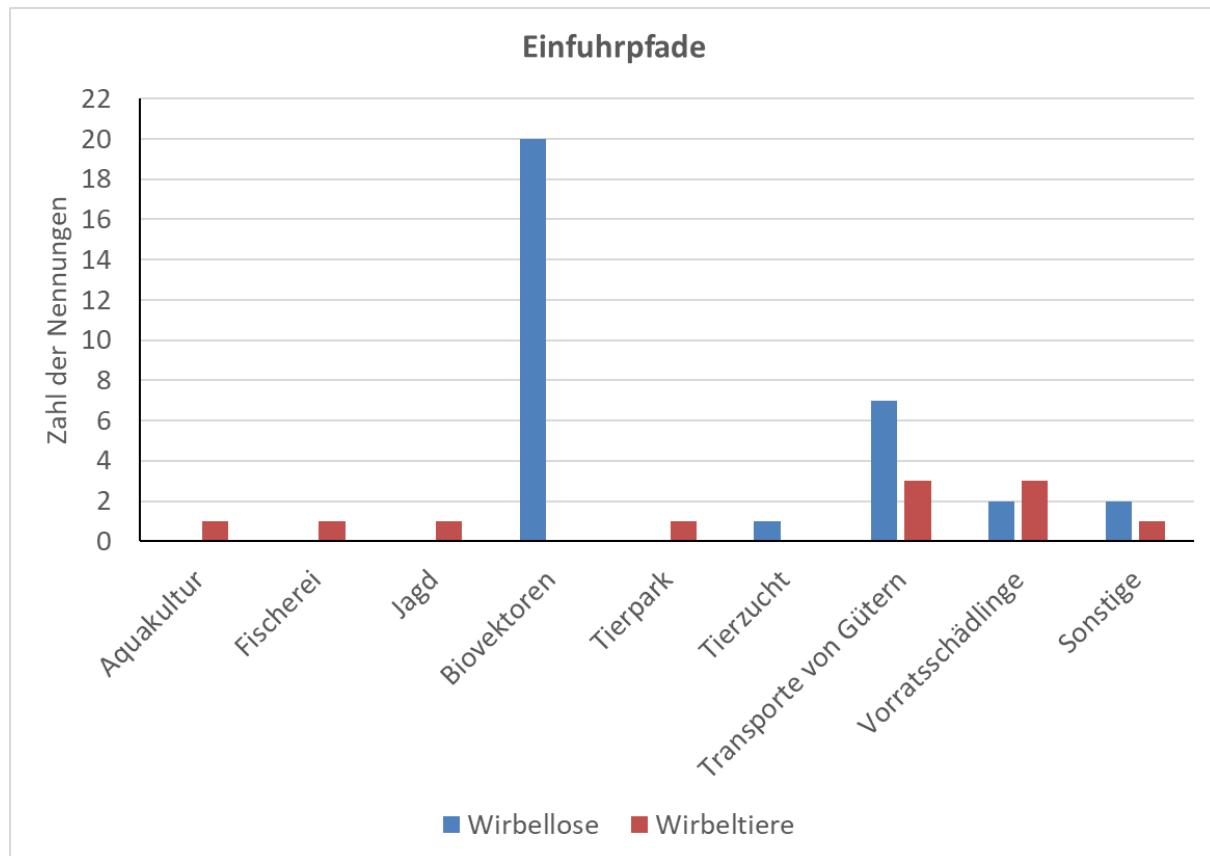


Abb. 10: Einfuhrpfade der Archäozoen in Deutschland (Mehrfachnennungen möglich).

### 3.5 Ersteinbringung und Erstnachweis

Da schriftliche Aufzeichnungen bzw. Herbarbelege zur Flora Deutschlands erst seit ca. Ende des 16. Jahrhundert vorliegen, ist deren taxonomische und manchmal räumliche Zuordnung nicht unproblematisch. So bestehen für Angaben zum Zeitpunkt der Ersteinbringung und des Erstnachweises große Unsicherheiten. In dieser Arbeit wurde auf Grundlage der verfügbaren Literatur und mitunter der vermutlichen Einbringungspfade der Arten ein wahrscheinlicher Zeitraum der Ersteinbringung nach Deutschland bestmöglich abgeschätzt. Für die folgende vereinfachte Darstellung wurden zudem die sich teilweise überlappenden Zeiträume in Gruppen zusammengefasst (Abb. 11).

Es lassen sich so zwei Schwerpunkte der Ersteinbringung der Archäophyten (Gefäßpflanzen und Moose) erkennen. Diese liegen im Zeitraum Ende der Eiszeit bis Ende des Neolithikums (8000 bis 2000 v. Chr.) mit 34 % und im Zeitraum ab Christi Geburt bis 1492 mit 27 % der Arten. Für weitere rund 16 % der Arten liegt die Einbringung vor 1492, eine Zuordnung zu einem genaueren Zeitraum war jedoch auf Grund unzureichender Erkenntnisse nicht möglich. Für die Angabe der Erstnachweise in der Natur bestehen große Unsicherheiten. Es ist wahrscheinlich davon auszugehen, dass die heute noch wild wachsenden Arten, die vor 1492 eingebracht wurden und als Archäophyten bewertet werden, sich in früherer Zeit (entsprechend des „Time lags“ mit mehr oder weniger langer Verzögerung nach der Ersteinbringung) auch vor 1492 etabliert haben (vgl. Kap. 2.1.1).

Auf eine Auswertung und Darstellung der Ersteinbringung und der Erstnachweise der Archäozoen wird aufgrund der geringen Artenanzahl verzichtet. In den meisten Fällen (66 %) liegen diese „vor 1492“, ohne Möglichkeit einer genaueren zeitlichen Eingrenzung.

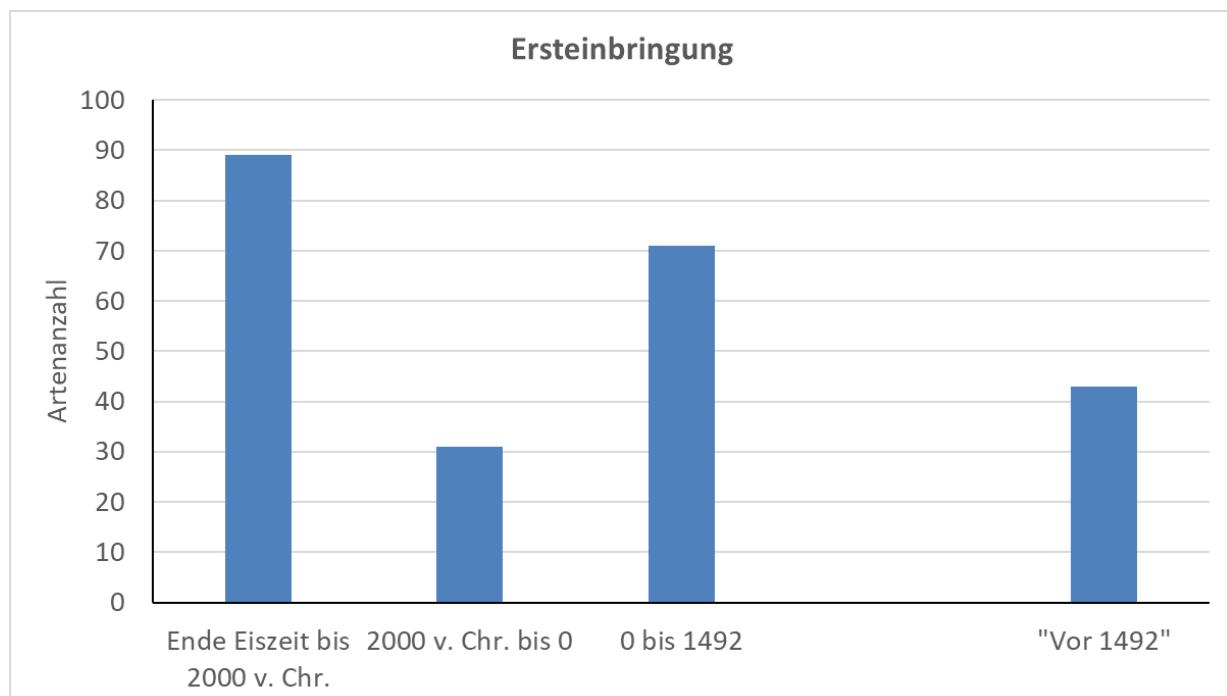


Abb. 11: Zeiträume der Ersteinbringung der Archäophyten in Deutschland. Überlappende Zeiträume wurden bestmöglich zugeordnet und nur einmal ausgewertet.

### 3.6 Status

Die meisten Archäobiota werden in Deutschland aktuell als etabliert eingestuft (88 %) (Abb. 12). Von den Gefäßpflanzen sind 221 Arten etabliert, zwei Arten treten aktuell nur noch unbeständig auf und von fünf Arten (u.a. *Asperula arvensis*, *Fagopyrum tataricum*, *Silene linicola*) ist das Vorkommen wahrscheinlich erloschen. Die archäophytischen Moose sind alle etabliert. Von den Wirbellosen sind 25 Arten etabliert, von einer Art (*Cimex columbarius*) ist das Vorkommen erloschen. Von den Wirbeltieren sind alle etabliert.

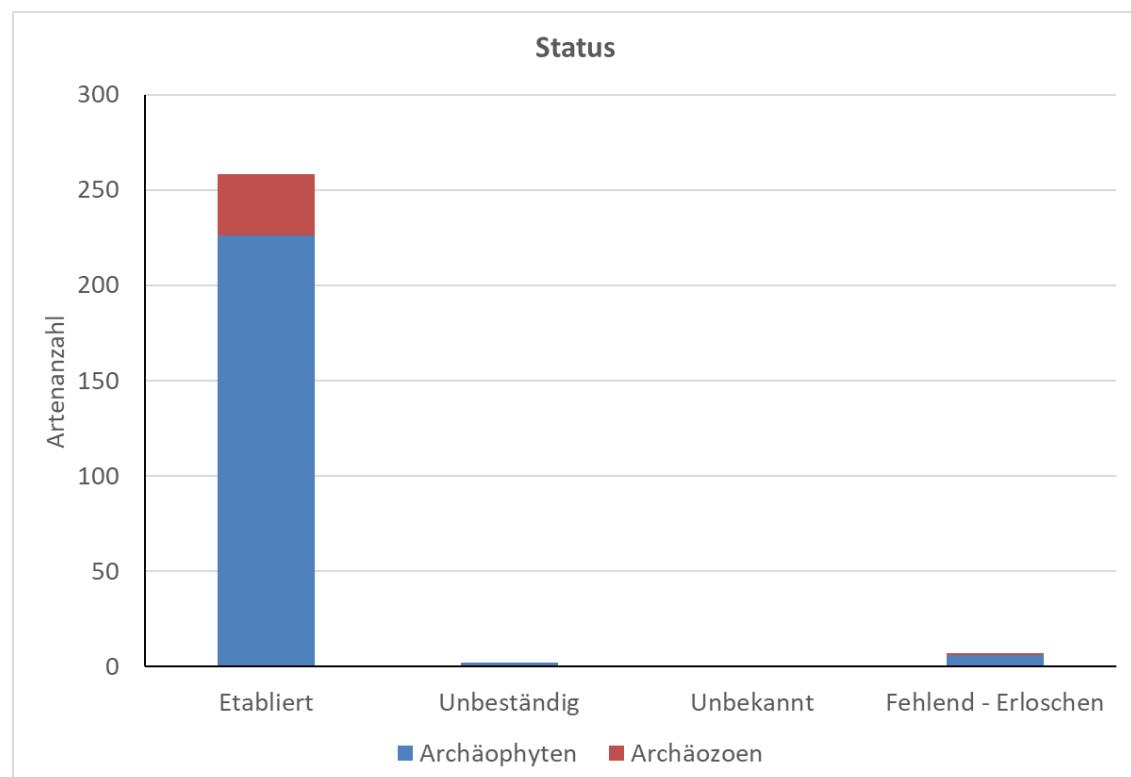


Abb. 12: Aktuelle Statusangaben der Archäobiota in Deutschland.

### 3.7 Lebensraum

Die hier behandelten Archäobiota leben überwiegend in terrestrischen Lebensräumen. Nur zwei aquatische Arten wurden identifiziert: der Karpfen (*Cyprinus carpio*), der wohl schon seit dem 8. Jahrhundert dauerhaft in Gewässern außerhalb menschlicher Obhut vorkommt, und die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), die vermutlich um 1000 eingebracht wurde und aufgrund von radiocarbonatuierten Schalenfunden seit mindestens dem 14. Jahrhundert wild lebend in Nord- und Ostsee vorkommt. Die überwiegende Anzahl der Archäophyten, insgesamt 184 Taxa (79 %) besiedelt natürliche, naturnahe oder naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume. Bei den Archäozoen überwiegen hingegen Vorkommen in naturfernen Lebensräumen, vor allem in Siedlungen, auf Äckern und in Ruderalfluren (25 von 33 Arten, 76 %) (Abb. 13).

Der Anteil an Archäophyten variiert in verschiedenen Habitattypen. So kommen beispielsweise fast alle Archäophyten der Küstendünen in natürlichen Pflanzengemeinschaften vor (Niederlande, Weeda 2010). Vergleichsweise sind auf Inseln, deren Ursprung ozeanisch ist (z.B. Ostfriesische Inseln), weniger Archäophyten vertreten als auf Inseln, die früher dem Festland angeschlossen waren (z.B. Nordfriesische Inseln) und wo seit Jahrhunderten Landwirtschaft betrieben wird (Isermann 2004).

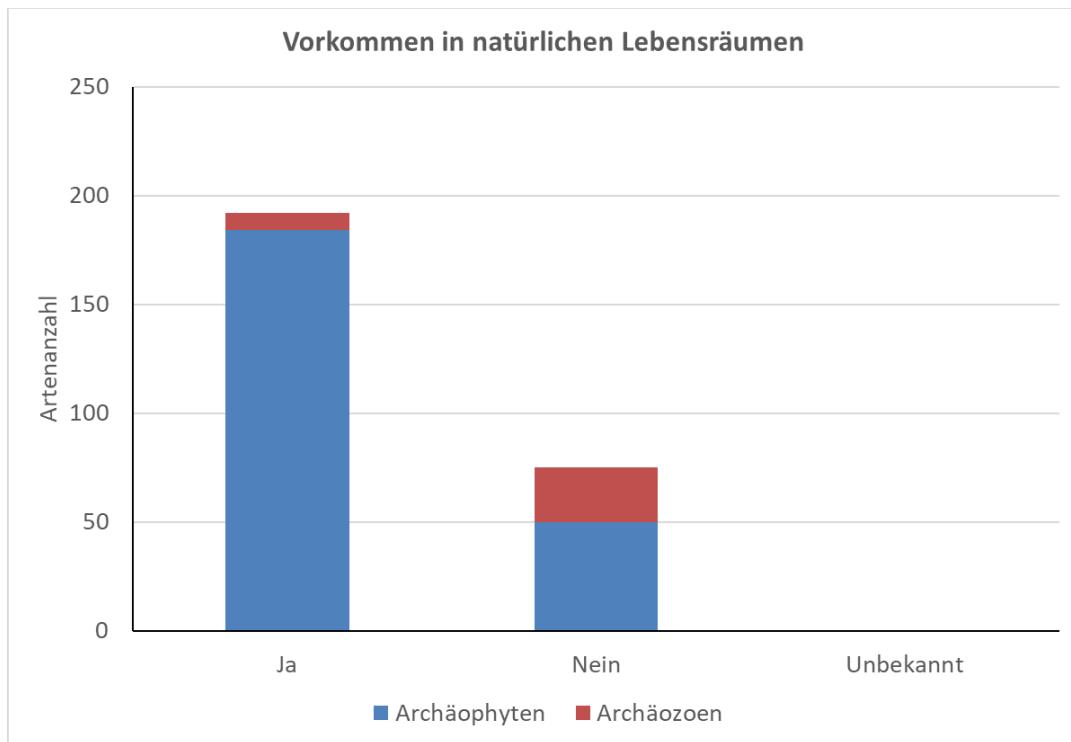


Abb. 13: Vorkommen der Archäobiota in natürlichen, naturnahen oder naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen in Deutschland.

### 3.8 Aktuelle Verbreitung

Die meisten Archäobiota sind in Deutschland großräumig verbreitet (Abb. 14). Die aktuelle Verbreitung von acht Wirbellosenarten (ausschließlich Parasiten) ist nicht bekannt.

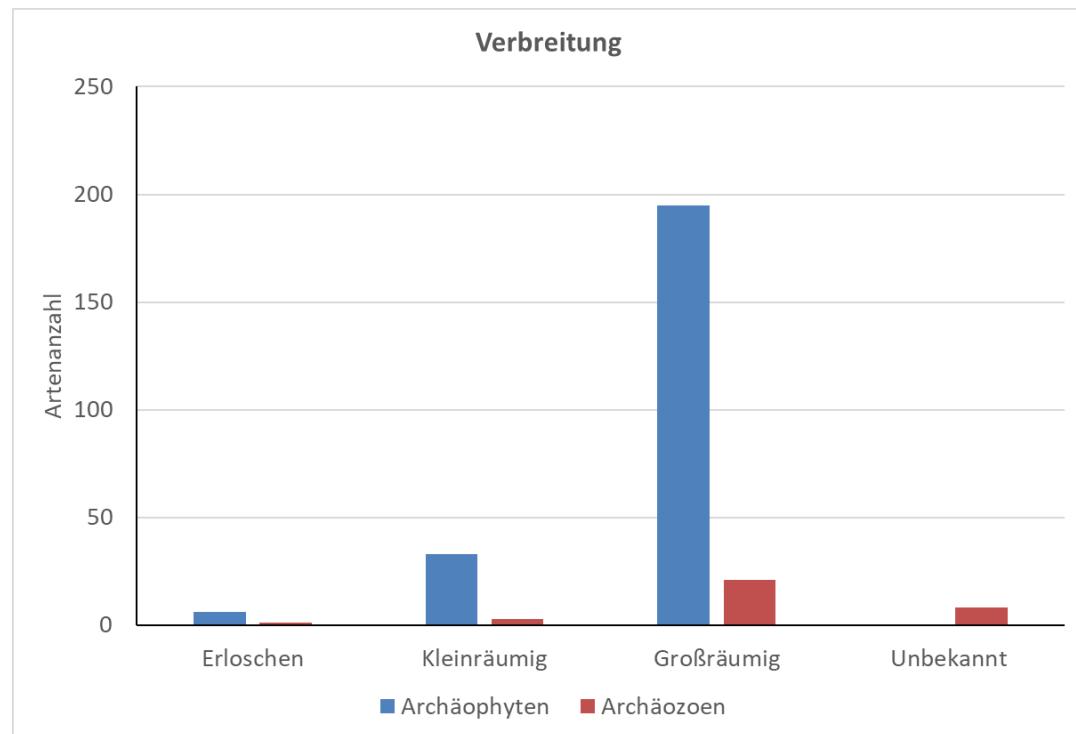


Abb. 14: Aktuelle Verbreitung der Archäobiota in Deutschland.

### 3.9 Ausbreitungsverlauf

Zahlreiche archäophytische Gefäßpflanzen (62 %) und archäozoische Wirbeltiere (43 %) sind in ihren Beständen und Vorkommen zurückgehend. Sechs Gefäßpflanzenarten (2 %) werden hingegen als expansiv eingestuft, *Alopecurus myosuroides*, *Atriplex oblongifolia*, *Digitaria sanguinalis*, *Echinochloa crus-galli* subsp. *crus-galli*, wahrscheinlich auch *Juglans regia* und *Urtica urens*. Der aktuelle Ausbreitungsverlauf bei vielen Wirbeltieren (57 %) ist stabil. Für einige Archäophyten (17 %) und insbesondere für viele Wirbellose (62 %) ist der aktuelle Ausbreitungsverlauf aufgrund mangelnder Datenbasis unbekannt (Abb. 15).

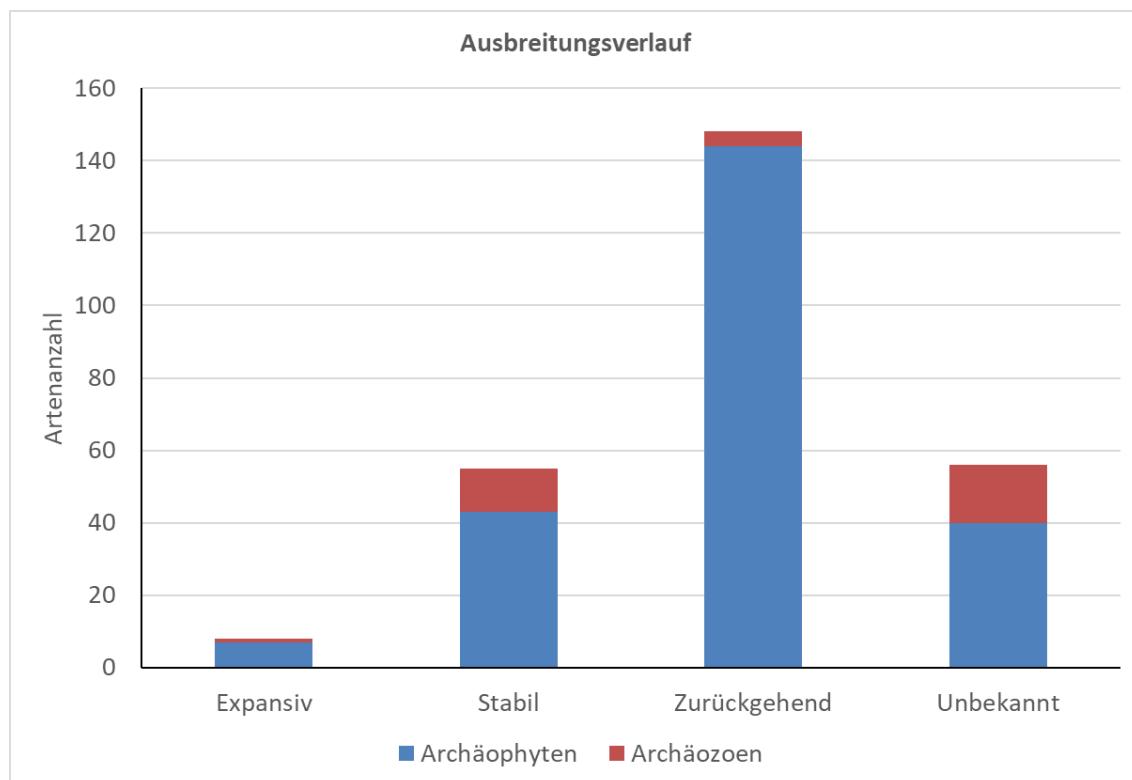


Abb. 15: Aktueller Ausbreitungsverlauf der Archäobiota in Deutschland.

### 3.10 Gefährdungsstatus

114 der 233 Archäophyten (49 %) fallen in eine Gefährdungskategorie der aktuellen Roten Liste der Gefäßpflanzen (Metzing et al. 2018) bzw. Moose (Caspari et al. 2018) Deutschlands (Abb. 16). 31 Arten gelten als „3 - Gefährdet“ und 23 als „2 - Stark gefährdet“, 17 Arten als „1 - Vom Aussterben bedroht“, 10 Arten gelten als „0 - Ausgestorben oder verschollen“, wobei für vier dieser Arten aktuell Vorkommen bekannt sind (vgl. Hand et al. 2024). Eine Art gilt als „R - Extrem selten“, 23 Arten werden auf der „V - Vorwarnliste“ geführt und für neun Arten sind die „D - Daten unzureichend“. Wie der aktuelle Trend des Ausbreitungsverlaufs der Arten zeigt (siehe Kap. 3.9), sind die Bestände von weiteren Arten rückläufig.

Die meisten archäozoischen Wirbellosenarten werden als ungefährdet angesehen, eine Art (*Cimex columbarius*) ist derzeit unserer Erkenntnis nach als ausgestorben zu bewerten, ein Wiederauffinden von versteckt lebenden Wirbellosen ist aber bei gezielter Nachsuche meist nicht auszuschließen. Von den sieben archäozoischen Wirbeltierarten wird in den aktuellen Roten Listen Deutschlands eine Art als Neozoon betrachtet (und nicht bewertet), eine Art ist

vom Aussterben bedroht, eine Art findet sich auf der Vorwarnliste und vier Arten gelten als „\* - ungefährdet“, bzw. wird dabei eine Unterart als „R - Extrem selten“ bewertet (Tab. 5).

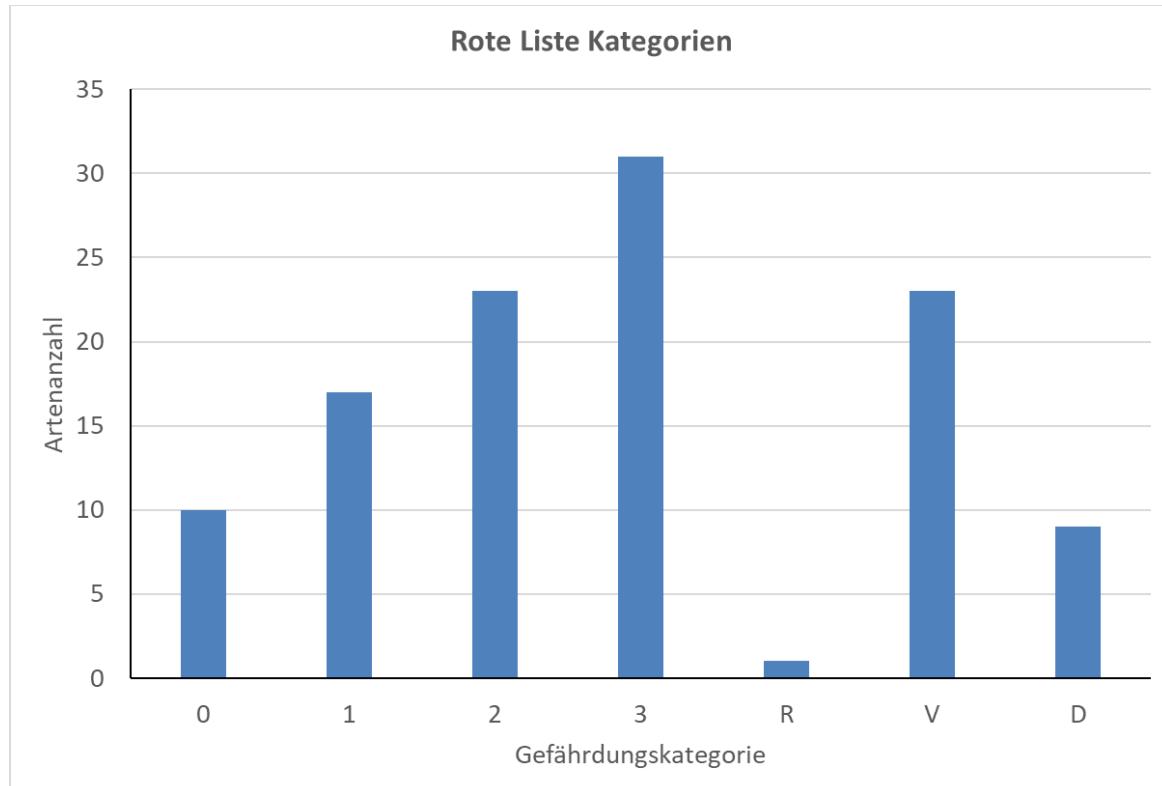


Abb. 16: Aktuelle Rote Liste Kategorien für Deutschland, der in dieser Arbeit als Archäophyten bewerteten Gefäßpflanzen und Moose (nach Caspari et al. 2018, Metzing et al. 2018).

Tab. 5: Aktuelle Rote Liste Kategorien für Deutschland, der in dieser Arbeit als Archäozoen bewerteten Wirbeltierarten (nach Freyhof et al. 2023, Meinig et al. 2020, Ryslavy et al. 2020).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Rote Liste Deutschland
<i>Mus domesticus</i> <sup>1)</sup>	Westliche Hausmaus	* - Ungefährdet
<i>Mus musculus</i>	Östliche Hausmaus	* - Ungefährdet
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Wildkaninchen	V - Vorwarnliste
<i>Rattus rattus</i>	Hausratte	1 - Vom Aussterben bedroht
<i>Columba livia f. domestica</i>	Straßentaube	Nicht bewertet
<i>Passer domesticus</i>	Haussperling	* - Ungefährdet
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	* - Ungefährdet

<sup>1)</sup> Nach Meinig et al. (2020) gilt die Unterart *Mus domesticus helgolandicus* als „R - Extrem selten“.

### 3.11 Verantwortlichkeit

Nach Metzing et al. (2018) besteht aktuell für 24 Archäophyten-Arten aus der Gruppe der Gefäßpflanzen eine Verantwortlichkeit zum Erhalt der Arten in Deutschland (Abb. 17). Demnach wurde für *Bromus grossus* und *Silene linicola* eine besonders hohe-!!, für *Adonis flammea* subsp. *flammea*, *Lolium temulentum* und *Veronica opaca* eine hohe-! und für *Bupleurum virginatum* und *Marrubium peregrinum* eine besondere-(!) Verantwortung festgestellt. Für 17

weitere Archäophyten ist eventuell eine erhöhte Verantwortlichkeit vorhanden, jedoch ist die Datenlage unzureichend. Alle Angaben zur Verantwortlichkeit der Archäophyten-Arten aus der aktuellen Roten Liste gefährdeter Gefäßpflanzen (Metzing et al. 2018) wurden im Anhang mit aufgenommen. Bei den archäophytischen Moosen besteht für keine Art eine Verantwortlichkeit in Deutschland (Caspari et al. 2018). Unter den Archäozoen besteht nur für eine Unterart der Westlichen Hausmaus (*Mus domesticus helgolandicus*) mit „!! - besonders hohe Verantwortlichkeit“ eine übergeordnete Verantwortlichkeit (Meinig et al. 2020).

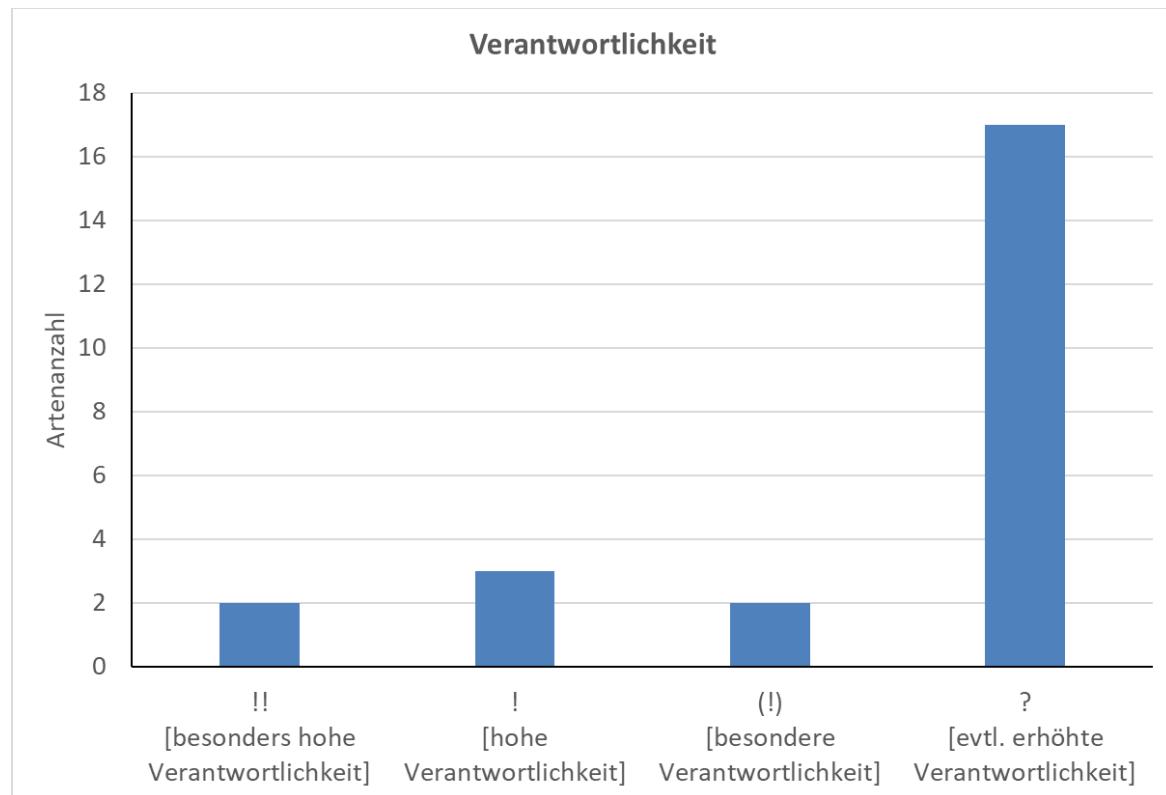


Abb. 17: Verantwortlichkeitskategorien der Archäophyten in Deutschland.

## Literaturverzeichnis

Anderson, L.G., Roccliffe, S., Haddaway, N.R. & Dunn, A.M. (2015): The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: a systematic review and meta-analysis. *PLoS One* 10 (10): e0140833.

Bergmeier, E. (1991): Ein Vorschlag zur Verwendung neu abgegrenzter Statuskategorien bei floristischen Kartierungen in Deutschland. *Floristische Rundbriefe* 25: 126-137.

Bettinger, A., Buttler, K.P., Caspary, S., Klotz, J., May, R. & Metzing, D. (2013): *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Griebsch & Rochol, Hamm: 912 S.

Brandes, D. (2001): Die Ruderalflora der Kleinstadt Lüchow (Niedersachsen). *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 6: 455-483.

Brandes, D., Giese, D. & Köller, U. (1990): Die Flora der Dörfer unter besonderer Berücksichtigung von Niedersachsen. *Braunschweig. Naturkdl. Schriften* 3: 569-593.

Breuss, O. (2002): Flechten. In: Essl., F. & Rabitsch, W. (Hrsg.), *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien: 178-179.

Buttler, K.P., May, R. & Metzing, D. (2018): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands – Florensynopse und Synonyme. *BfN-Skripten* 519: 286 S.

Capinha, C., Essl, F., Seebens, H., Moser, D. & Pereira, H.M. (2015): The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. *Science* 348: 1248-1251.

Carlton, J.T. (1996): Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77: 1653-1655.

Caspary, S., Dürhammer, O., Sauer, M. & Schmidt, C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (7): 361-489.

Chytrý, M., Lindsay, C.M., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X. & Smart, S.M. (2008): Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *J. Appl. Ecol.* 45: 448-458.

Comin, S. & Poldini, L. (2009): Archaeophytes: Decline and dispersal – A behavioural analysis of a fascinating group of species. *Plant Biosystems* 143, Supplement, S46-55.

Decker, P., Voigtländer, K., Spelda, J., Reip, H.S. & Lindner, E.N. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Hundertfüßer (Myriapoda: Chilopoda) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (4): 327-346.

Deutscher Bundestag (2014): Antwort der Bundesregierung auf eine kleine Anfrage: Ausgesetzte Reptilien in Badegewässern. Drucksache 18/2277: 7 S.

Diagne C., Leroy B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R.E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.-M., et al. (2021): High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 592: 571-576.

Dierßen, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. *Bryophytorum Bibliotheca* 56: 1-289.

Dullinger, I., Wessely, J., Bossdorf, O., Dawson, W., Essl, F., Gattringer, A., Klonner, G., Kreft, H., et al. (2017): Climate change will increase the naturalization risk from garden plants in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 26: 43-53.

Durchführungsverordnung (EU) 2017/1454 der Kommission vom 10. August 2017 zur Festlegung der technischen Formate für die Berichterstattung der Mitgliedstaaten gemäß der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates. *Amtsblatt der Europäischen Union* L 208: 15-27.

Eggenschwiler, L., Richner, N., Schaffner, D. & Jacot, K. (2007): Bedrohte Ackerbegleitflora: Wie erhalten und fordern? *AGRARForschung* 14: 206-211.

Esser, J. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der „Clavicornia“ (Coleoptera: Cucujoidea) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (5): 127-161.

Essl, F. & Lambdon, P. (2009): Alien bryophytes and lichens of Europe. In: DAISIE (Eds.), *The Handbook of Alien Species in Europe*. Springer, Berlin: 29-42.

Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T.M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A.-C., et al. (2015): Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. *BioScience* 65: 769-782.

Essl, F., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Katsanevakis, S., Kühn, I., Lenzner, B., et al. (2019): A Conceptual Framework for Range-Expanding Species that Track Human-Induced Environmental Change *BioScience* 69: 908-919.

EU, Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission (2007): Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der FFH-Richtlinie 92/43/EWG. Brüssel: 96 S.

FloraWeb (2023): FloraWeb - Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. <http://www.floraweb.de> (Gesehen am: 15.04.2023)

Frahm, J.-P. (1982): Verbreitungskarten von Moosen in Deutschland III. *Campylopus*. *Herzogia* 6: 1-28.

Frahm, J.-P. (2004): Moose aus einer frühneuzeitlichen Latrine in Münster (Westfalen). *Archive for Bryology* 82: 1-6.

Frahm, J.-P. (2011): Illustrierter Schlüssel für die thallösen Lebermoose Deutschlands. *Archive for Bryology* 2: 1-38.

Frahm, J.-P. & Wiethold, J. (2004): Die Moosflora des Mittelalters und der Frühen Neuzeit in Mitteleuropa nach archäologischen Funden zusammengestellt. *Herzogia* 17: 303-324.

Frey, W., Frahm, J.-P., Fischer, E. & Lobi, W. (1995): Die Moos- und Farnpflanzen Europas. Fischer, Stuttgart: 426 S.

Frey, W., Frahm, J.-P., Fischer, E., Lobi, W. & Blockeel, T.L. (Eds.) (2006), *The liverworts, mosses and ferns of Europe*. Harley Books, Colchester: 512 S.

Freyhof, J., Bowler, D., Broghammer, T., Friedrichs-Manthey, M., Heinze, S. & Wolter, C. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 170 (6): 63 S.

Fritzlar, F., Schöller, M. & Sprick, P. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Blatt-, Samen- und Resedäkäfer (Coleoptera: Chrysomelidae, Bruchidae; Urodontinae) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (5): 293-331.

Garve, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 24 (Heft 1): 1-76

Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. *UBA Texte* 25/02: 173 S.

Gerhards, R., Dietrich, M. & Schumacher, M. (2013): Rückgang von Ackerunkräutern in Baden-Württemberg – ein Vergleich von vegetationskundlichen Erhebungen in den Jahren 1948/49, 1975-1978 und 2011 im Raum Mehrstetten – Empfehlungen für Landwirtschaft und Naturschutz. *Gesunde Pflanzen* 65: 151-160.

Grolle, R. (1983): Hepaticas of Europe including the Azores: an annotated list of species, with synonyms from the recent literature. *J. Bryol.* 12: 403-459.

Gruttke, H. (Bearb.) (2004a): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 8: 280 S.

Gruttke, H. (2004b): Grundüberlegungen, Modelle und Kriterien zur Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung von Arten mit Vorkommen in Mitteleuropa - eine Einführung. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 8: 7-23.

Gutte, P. (2015): Analyse der „Flora von Sachsen“ unter besonderer Berücksichtigung der Neophyten. *Braunschw. Geobot. Arb.* 11: 39-46.

Hand, R., Thieme, M. & Mitarbeiter (2024): Florenliste von Deutschland (Gefäßpflanzen) Version 14 (März 2024). <https://www.florenliste-deutschland.de> (Gesehen am: 31.3.2024)

Haubrock, P.J., Balzani, P., Macêdo, R. & Tarkan, A.S. (2023): Is the number of non-native species in the European Union saturating?. *Environ. Sci. Eur.* 35, 48 (2023). <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00752-1>

Haug, A. (1915): Das Ulmer Herbarium des Hieronymus Harder. *Mitt. Ver. Naturwiss. Math. Ulm* 16: 38-92.

Hegi, G. (1975-1995): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Band 1-6. Parey, Berlin.

Hempel, W. (2009): *Die Pflanzenwelt Sachsens von der Eiszeit bis zur Gegenwart*. Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt. Weißdorn, Jena: 247 S.

Henker, H. (2005): Goldsterne und Stinsenpflanzen in Mecklenburg-Vorpommern: Teil 2, Stinsenpflanzen in Mecklenburg-Vorpommern. *Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern* 39: 91-108.

Hilbig, W. & Bachthaler, G. (1992): Wirtschaftsbedingte Veränderungen der Segetalvegetation in Deutschland im Zeitraum 1995-1990. *Angewandte Botanik* 66: 192-200.

Hill, M.O., Preston, C.D., Bosanquet, S.D.S. & Roy, D.B. (2007): BRYOATT. Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts with information on native status, size, life form, life history, geography and habitat. NERC Centre for Ecology and Hydrology and Countryside Council for Wales, Norwich: 88 S.

Hoffmann, J. (2012): Blütenvielfalt der Wildpflanzenarten in Getreidefeldern Europas. *Julius-Kühn-Archiv* 436: 77-81.

Holub, J. & Jirásek, V. (1967): Zur Vereinheitlichung der Terminologie in der Phytogeographie. *Folio Geobotanica et Phytotaxonomica* 2: 69-113.

Hulme, P.E. (2016): Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options. *Biol. Rev.* 92: 1297-1313.

Humair, F., Humair, L., Kuhn, F. & Kueffer, C. (2015): E-commerce trade in invasive plants. *Conserv. Biol.* 29: 1658-1665.

Hüppé, J. (1987): Die Ackerunkrautgesellschaften in der Westfälischen Bucht. *Abh. Westfälischen Museum Naturkunde* 49: 3-119.

IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn: 56 S.

IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2024): Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. In: Roy, H.E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T. (eds.), IPBES Secretariat, Bonn: 952 S.

Isermann, M. (2004): Differences in species richness of non-native and native plants between the East and North Frisian Islands. In: Green, D.R. (Hrsg.), *Delivering sustainable coasts: Connecting science and policy*. Cambridge Publications: 737-738.

John, H. & Stolle, J. (2006): Wandlung der Flora durch Eingriffe des Menschen, dargestellt anhand aktueller Funde höherer Pflanzen in der Umgebung von Halle (Saale). *Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt* 11: 3-35.

Jungbluth, J.H. & Knorre, D. von (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (3): 647-708.

Kinzelbach, R. (1972): Einschleppung und Einwanderung von Wirbellosen in Ober- und Mittelrhein (Co-elenterata, Plathelminthes, Annelida, Crustacea, Mollusca). *Mainzer Naturw. Arch.* 11: 109-150.

Klingensteine, F., Kornacker, P.M., Martens, H. & Schippmann, U. (Bearb.) (2005): Gebietsfremde Arten. *Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz*. BfN-Skripten 128: 30 S.

Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W. (Hrsg.) (2002): *BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland*. Schr.-R. f. Vegetationskde 38: 334 S.

Koch, K. (1971): Zur Untersuchung subfossiler Käferreste aus römerzeitlichen und mittelalterlichen Ausgrabungen im Rheinland. *Rheinische Ausgrabungen* 10: 373-448.

Körber-Grohne, U. (1994): Nutzpflanzen in Deutschland. *Kulturgeschichte und Biologie*. Theiss, Stuttgart: 490 S.

Korneck, D., Schnittler, M. & Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schr.-R. f. Vegetationskde. 28: 21-187.

Korneck, D., Schnittler, M., Klingensteine, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U. & May, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Schr.-R. f. Vegetationskde. 29: 299-444.

Kowarik, I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. *Verh. Bot. Ver. Berl. Brandenbg. Beih.* 3: 1-188.

Kowarik, I. (1995): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pysek, P., Prach, K., Rejmanek, M. & Wade, M. (Hrsg.), *Plant invasions: general aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 15-38.

Kowarik, I. (2002): Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichteinheimischer Pflanzen. *Neobiota* 1: 5-24.

Kowarik, I. (2010): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Auflage, Ulmer, Stuttgart: 492 S.

Kowarik, I. & Sukopp, H. (2002): Zur Ausweitung der biologischen Vielfalt in Kulturlandschaften. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), *Natur zwischen Wandel und Veränderung*. Springer, Berlin: 67-86.

Kreisel, H. & Scholler, M. (1994): Chronology of Phytoparasitic Fungi Introduced to Germany and Adjacent Countries. *Bot. Acta* 107: 387-392.

Kühn, I. & Klotz, S. (2002): Floristischer Status und gebietsfremde Arten. Schr.-R. f. Vegetationskde 38: 47-56.

Lambdon, P.W., Pysek, P., Basnou, C., Arianoutsou, M., Essl, F., Hejda, M., Jarosik, V., Pergl, J., et al. (2008): Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research. *Preslia* 80: 101-149.

Lang, G. (1994): *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas*. Fischer Verlag, Jena. 462 S.

Lewis, S.L. & Maslin, M.A. (2015): Defining the Anthropocene. *Nature* 519: 171-180.

Litterski, B. (2003): Einfluss extensiver Bewirtschaftung auf die Segetalflora sandiger Standorte unter Berücksichtigung phänologischer Aspekte. *Feddes Repertorium* 114: 257-280.

Lohmeyer, W.S. & Sukopp, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Sch.-R. f. *Vegetationskde* 25: 1-185.

Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Kühn, I., et al. (2012): Native and alien floras in urban habitats: a comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecol. Biogeogr.* 21: 545-555.

Lososová, Z., Chytrý, M., Danihelka, J., Tichý, L. & Ricotta, C. et al. (2016): Biotic homogenization of urban floras by alien species: the role of species turnover and richness differences. *J. Veget. Sci.* 27: 452-459.

Ludwig, G., Haupt, H., Grutke, H. & Binot-Hafke, M. (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (1): 19-71.

Ludwig, G., May, R. & Otto, C. (2007): Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen – vorläufige Liste. *BfN-Skripten* 220: 32 S.

Mayer, K., Heger, T., Kühn, I., Nehring, S. & Gaertner, M. (2023): Germany's first Action plan on the pathways of invasive alien species to prevent their unintentional introduction and spread. *Neobiota* 89: 209-227

Meinig, H., Boye, P., Dähne, M., Hutterer, R. & Lang, J. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 170 (2): 73 S.

Meinunger, L. & Schröder, W. (2007a): Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 1: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil: Lebermoose & Torfmoose. Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg: 636 S.

Meinunger, L. & Schröder, W. (2007b): Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 2: Akrokarpe Laubmoose: Andreaeaceae bis Splachnaceae. Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg: 699 S.

Meinunger, L. & Schröder, W. (2007c): Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 3: Akrokarpe und pleurokarpe Laubmoose: Schistostegaceae bis Hypnaceae. Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg: 709 S.

Metzing, D., Garve, E. & Matzke-Hajek, G. et al. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (7): 13-358.

Meyer, S. & Van Elsen, T. (2007): Biodiversität in der Agrarlandschaft – Aufbau eines Netzes von Schutzäckern für Ackerwildkräuter in Mitteldeutschland. *Inform.d. Naturschutz Nieders.* 27: 103-108.

Müller, F., Ritz, C.M., Welk, E. & Wesche, K. (Hrsg.) (2016): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Kritischer Ergänzungsband. 11. Aufl. Springer-Spektrum, Heidelberg: 221 S.

Müller, F., Ritz, C.M., Welk, E. & Wesche, K. (Hrsg.) (2021): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland Gefäß-pflanzen: Grundband. 22., neu überarbeitete Auflage. Springer, Berlin: 944 S.

Muster, C., Blick, T. & Schönhöfer, A. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Webspinnen (Arachnida: Opiliones) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (4): 513-536.

Nebel, M. & Philippi, G. (Hrsg.) (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. Umer, Stuttgart: 512 S.

Nehring, S. (2005): International shipping – a risk for aquatic biodiversity in Germany. In: Nentwig, W., Bacher, S., Cock, M.J.W., Dietz, H., Gigon, A. & Wittenberg, R. (Hrsg.), *Biological Invasions – From Ecology to Control*. *Neobiota* 6: 125-143.

Nehring, S. (2016): Invasive Arten profitieren vom Klimawandel. In: Lozán, J.L., Breckle, S.-W., Müller, R. & Rachor, E. (Hrsg.), Warnsignal Klima: Die Biodiversität. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg: 164-169.

Nehring, S. (2021): Empfehlungen zur Weiterentwicklung des methodischen Konzepts für gebietsfremde Arten in Roten Listen – Vorsorge ist besser als Nachsorge. Natur und Landschaft 96: 404-410.

Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352: 202 S.

Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.) (2015a): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. BfN-Skripten 409: 222 S.

Nehring, S., Essl, F. & Rabitsch, W. (2015b): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3. BfN-Skripten 401: 48 S.

Petrischak, H. (2014): Flucht aus dem Garten: Die Erfolgsgeschichten invasiver Pflanzenarten. Neophyten in Mitteleuropa. Biologie in unserer Zeit 6: 410-419.

Philippi, G. (1976): Einfluß des Menschen auf die Moosflora in der Bundesrepublik Deutschland. Schr.-R. f. Vegetationskde. 10: 163-168.

Poppendieck, H.-H. (1996): Stinzenpflanzen in Schleswig-Holstein und Hamburg. In: Buttler, A. v. & Meyer, M.M. (Hrsg.), Historische Gärten in Schleswig-Holstein. Heide: 676-681.

Preston, C.D., Pearman, D.A. & Hall, A.R. (2004): Archaeophytes in Britain. Botanical Journal of the Linnean Society 145: 257-294.

Rabitsch, W. & Nehring, S. (Hrsg.) (2017): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere. BfN-Skripten 458: 222 S.

Rabitsch, W. & Nehring, S. (Hrsg.) (2021): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische Moose, Flechten und Pilze. BfN-Skripten 603: 121 S.

Rabitsch, W. & Nehring, S. (2022): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische Wirbellose Tiere – Teil 1: Non-Insecta. BfN-Skripten 626: 177 S.

Rabitsch, W. & Nehring, S. (2023): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische Wirbellose Tiere – Teil 2: Insecta (Band 1). BfN-Schriften 671: 243 S.

Rachor, E., Bönsch, R., Boos, K., Gosselck, F., Grotjahn, M., Günther, C.P., Gusky, M., Gutow, L., et al. (2013): Rote Liste und Artenlisten der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. Naturschutz und Biol. Vielfalt 70 (2): 81-176.

Rennwald, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schr.R. f. Vegetationskunde 35: 800 S.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Naturschutz und Biol. Vielfalt 34: 1-318.

Ries, C. (1992): Überblick über die Ackerunkrautvegetation Österreichs und ihre Entwicklung in neuerer Zeit. Dissertationes Botanicae 187: 1-188.

Rikli, M. (1903): Die Anthropochoren und der Formenkreis des *Nasturtium palustre* (Leyss.) DC. Berichte der Zürcherischen Botanischen Gesellschaft 13: 71-82.

Ronse, A. (2011): Stinsen plants and other deliberate introductions in the (semi-) natural zones of the Botanic Garden. *Scripta Botanica Belgica* 47: 67-75.

Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., et al. (2023). IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers (Version 3). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10127924>

Ryslavy, T., Bauer, H.-G., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P. & Sudfeldt, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. Berichte zum Vogelschutz 57: 13-112.

Schaminée, J.J.J., van Duuren, L. & Bakker, A.J. de (1992): Europese en mondiale verspreiding van Nederlandse vaatplanten. *Gorteria* 18: 57-97.

Schinnerl, M. (1912): Ein neues deutsches Herbarium aus dem XVI. Jahrhundert. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 13: 207-254.

Schmidl, J., Wurst, C. & Bussler, H. (2021a): Rote Liste und Gesamtartenliste der „Diversicornia“ (Coleoptera) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (5): 99-124.

Schmidl, J., Bense, U., Bussler, H., Fuchs, H., Lange, F. & Müller, G. (2021b): Rote Liste und Gesamtartenliste der „Teredilia“ und Heteromera (Coleoptera: Bostrichoidea: Lyctidae, Bostrichidae, Anobiidae, Ptinidae; Tenebrionidea) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (5): 165-186.

Schmidt, E. (2012a): Käferreste aus dem Sarg der Editha: Schädlinge aus der Grablege von 946 und Laufkäfer aus der Umbettung von 1510. *Archäologie in Sachsen-Anhalt, Sonderband* 18: 207-244.

Schmidt, E. (2012b): Vorratsschädlinge im Mitteleuropa des 5. Jahrtausends. In: Gleser, R. & Becker, V. (Hrsg.), *Mitteleuropa im 5. Jahrtausend vor Christus*. Lit Verlag, Münster, 319-329.

Schmitz, G. & Götz, T. (2004): Mitteleuropäische Ackerwildkräuter: Zusammenstellung ökologischer Daten für eine Lebendsammlung im Botanischen Garten. Projektbericht, Botanischer Garten, Universität Konstanz: 30 S.

Schneider, T., Wolff, P., Caspari, S., Sauer, E., Weicherding, F.-J., Schneider, C. & Groß, P. (2008): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) des Saarlandes. 3. Fassung. In: Ministerium für Umwelt & Delattinia (Hrsg.), *Rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere des Saarlandes*. Saarbrücken (Ministerium für Umwelt des Saarlandes). Atlantenreihe 4: 23-120.

Schnittler, M. & Ludwig, G. (1996): Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. *Schr.-R. f. Vegetationskde.* 28: 709-739.

Schorler, B. (1908): Über Herbarien aus dem 16. Jahrhundert. *Sitzber. Abh. Naturw. Ges. Isis Dresden* 2: 73-91.

Schröder, F.G. (1969): Zur Klassifizierung der Anthropochoren. *Vegetatio* 16: 225-238.

Schröder, F.G. (1974): Zu den Statusangaben bei der floristischen Kartierung Mitteleuropas. *Gött. Flor. Rundbr.* 8: 69-92.

Schubert, R. & Wagner, G. (2000): *Botanisches Wörterbuch*. Ulmer, Stuttgart: 734 S.

Seebens, H., Essl, F., Dawson, W., Fuentes, N., Moser, D., Pergl, J., Pyšek, P., Kleunen, M. van, et al. (2015): Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology* 21: 4128-4140.

Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., et al. (2017): No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Comm.* 8: 14435.

Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., et al. (2018): Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115: E2264-2273.

Seebens, H., Bacher, S., Blackburn, T.M., Capinha, C., Dawson, W., Dullinger, S., Genovesi, P., et al. (2021): Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology* 27: 970-982.

Söderström, L. (1992): Invasions and range expansions and contractions of bryophytes. In: Bates, J.W. & Farmer A.M. (Hrsg.), *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Clarendon Press, Oxford: 131-158.

Söderström, L., Urmi, E. & Váňa, J. (2002): Distribution of Hepaticae and Anthocerotae in Europe and Macaronesia. *Lindbergia* 27: 3-47.

Sorte, F.A. La & Pysek, P. (2009): Extra-regional residence time as a correlate of plant invasiveness: European archaeophytes in North America. *Ecology* 90: 2589-2597.

Stolz, C. (2013): Archäologische Zeigerpflanzen: Fallbeispiele aus dem Taunus und dem nördlichen Schleswig-Holstein. *Schriften des Arbeitskreises Landes- und Volkskunde* 12: 54-80.

Sukopp, H. & Scholz, H. (1997): Herkunft der Unkräuter. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 23: 327-333.

Sukopp, H. & Kowarik, I. (2008): Stinsenpflanzen in Mitteleuropa und deren agriophytische Vorkommen. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* 17: 81-90.

Thellung, A. (1915): Pflanzenwanderungen unter dem Einfluss des Menschen. *Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie* 53, Beiblatt 116: 37-66.

Thiel, H., Klenke, F., Kruse, J., Kummer, V. & Schmidt, M. (2023): Rote Liste und Gesamartenliste der phytoparasitischen Kleinpilze Deutschlands [Brandpilzverwandte (Exobasidiomycetes p. p., Ustilaginomycetes p. p.), Rostpilzverwandte (Kriegeriaceae p. p., Microbotryales, Pucciniales), Wurzelknöllchenpilze (Entorrhizaceae), Echte Mehltäupilze (Erysiphaceae), Falsche Mehltäue (Peronosporaceae p. p.) und Weißroste (Albuginaceae)]. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 170 (5): 347 S.

Thienemann, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. *Schweizerbart'sche* V.: 809 S.

Tittensor, D.P., Walpole, M., Hill, S.L.L., Boyce, D.G., Britten, G.L., Burgess, N.D., Butchart, S.H.M., Leadley, P.W., et al. (2014): A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346: 241-244.

Van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., et al. (2015) Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature* 525: 100-103.

Voigtländer, U. & Henker, H. (2005): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Mecklenburg-Vorpommerns 5. Fassung. In: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), *Rote Listen der in Mecklenburg-Vorpommern gefährdeten Pflanzen und Tiere*, Schwerin: 64 S.

Webb, D.A. (1985): What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* 15: 231-236.

Weeda, E.J. (2010): The role of archaeophytes and neophytes in the Dutch coastal dunes. *J. Coast. Conserv.* 14: 75-79.

Welk, E. (2001): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. Dissertation Universität Halle: 303 S.

Williamson, M., Stout, J.C., Dehnen-Schmutz, K., Milbau, A. & Hall, A.R. (2008): A provisional list of Irish archaeophytes. *The Irish Naturalists' Journal* 29: 30-35.

Winter, M., Schweiger, O., Klotz, S., Nentwig, W., Andriopoulos, P., Arianoutsou, M., Basnou, C., Delipetrou, P., et al. (2009): Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106: 721-725.

Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1989): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 765 S.

Wittenberg, R. (Hrsg.) (2005): An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern: 155 S.

Yang, Q., Weigelt, P., Fristoe, T.S., Zhang, Z., Kreft, H., Stein, A., Seebens, H., Dawson, W., et al. (2021): The global loss of floristic uniqueness. *Nature Communications* 12 (1): 7290. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27603-y>

Zajac, M., Zajac, A. & Tokarska-Guzik, B. (2009): Extinct and endangered archaeophytes and the dynamics of their diversity in Poland. *Biodiv. Res. Conserv.* 13: 17-24.

## A Anhang: Artenlisten der Archäobiota in Deutschland

### A.1 Artenliste der Archäophyta – Gefäßpflanzen

#### Hinweise:

Bei der Angabe „vor 1492“ in der Spalte Erstnachweis muss kein wild lebender Fund vor 1492 dokumentiert sein, jedoch ist auf Grund vorliegender weiterer Erkenntnisse davon auszugehen, dass die gebietsfremde Art vor 1492 dauerhaft wild lebend vorgekommen ist.

Arten, für die nicht hinreichend sicher festgestellt werden konnte, ob sie einheimischen oder gebietsfremden Ursprungs sind, sind in der Spalte „Erstnachweis“ mit „Kryptogen“ gekennzeichnet und die jeweilige Zeile ist grau hinterlegt. Alle kryptogenen Arten wurden nicht in die Auswertungen einbezogen.

Arten, die als einheimisch oder als Neophyten bewertet wurden, sind in der Spalte „Erstnachweis“ mit „Indigen“ bzw. „Neobiot“ gekennzeichnet und die jeweilige Zeile ist grau hinterlegt. Alle einheimischen und neophytischen Arten wurden nicht in die Auswertungen einbezogen.

Für alle Arten sind fachspezifische Erläuterungen direkt am Anschluss der Tabelle vorhanden.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbebeplante) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpfanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter) Weitere unsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)	
<b>TRACHEOPHYTA</b>	<b>Gefäßpflanzen</b>					
<i>Abutilon theophrasti</i>	Samtpappel	x				Neobiot
<i>Adonis aestivalis</i> subsp. <i>aestivalis</i>	Sommer-Adonisröschen	x	x	x	x	vor 1492
<i>Adonis flammea</i> subsp. <i>flammea</i>	Flammen-Adonisröschen	x	x	x	x	vor 1492
<i>Aethusa cynapium</i> subsp. <i>cynapium</i>	Acker-Hundspetersilie	x	x	x	x	vor 1492
<i>Agrostemma githago</i>	Korn-Rade	x	x x	x	x	vor 1492
<i>Ajuga chamaepitys</i>	Gelber Günsel	x	x x	x	x	vor 1492
<i>Allium nigrum</i>	Schwarzer Lauch	x				Neobiot
<i>Alopecurus myosuroides</i>	Acker-Fuchsschwanz	x	x x	x	x	vor 1492
<i>Althaea hirsuta</i>	Rauhaar-Eibisch	x	x x x	x	x	vor 1492
<i>Amaranthus blitum</i>	Aufsteigender Fuchsschwanz	x	x	x	x	vor 1492

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal						Einführungsweise	Einfuhrvektoren					Erstnachweis	
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbegefäßpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)	Wolle Sonstige Unbekannt										
<i>Anagallis arvensis</i>	Acker-Gauchheil	x	x x	x	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbegefäßpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anchusa arvensis</i>	Acker-Ochsenzunge	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anchusa officinalis</i>	Gebräuchliche Ochsenzunge	x	x x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Androsace maxima</i>	Riesen-Mannsschild	x	x x x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anthemis arvensis</i>	Acker-Hundskamille	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anthemis austriaca</i>	Österreichische Hundskamille	x	x	x	x	x	x	x	x x x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anthemis cotula</i>	Stink-Hundskamille	x	x x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anthemis rutenica</i>	Russische Hundskamille	x														Neobiota
<i>Anthemis tinctoria</i>	Färber-Hundskamille	x	x x	x	x	x	x	x	x x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anthriscus caucalis</i>	Hunds-Kerbel	x	x x	x	x	x	x	x	x x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anthriscus cerefolium</i>	Garten-Kerbel	x	x x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Apera spica-venti</i>	Gewöhnlicher Windhalm	x														Kryptogen

<i>Aphanes arvensis</i>	Gewöhnlicher Ackerfrauenmantel	x	x		x		x		x	vor 1492
<i>Aphanes australis</i>	Südlicher Ackerfrauenmantel	x	x x x		x		x		x	vor 1492
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Acker-Schmalwand	x	x x		x	x	x			vor 1492
<i>Arctium lappa</i>	Große Klette	x	x	x	x			x		vor 1492
<i>Arctium tomentosum</i>	Filz-Klette	x	x	x	x		x			vor 1492
<i>Aristolochia clematitis</i>	Osterluzei	x	x x		x			x		vor 1492
<i>Armoracia rusticana</i>	Meerrettich	x								Neobiot
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer									Indigen
<i>Artemisia absinthium</i>	Wermut	x	x x		x			x x		vor 1492
<i>Artemisia pontica</i>	Pontischer Beifuß	x								Neobiot
<i>Asparagus officinalis</i>	Gemüse-Spargel	x	x		x	x				vor 1492
<i>Asperugo procumbens</i>	Schlangenäuglein	x	x x		x			x		vor 1492
<i>Asperula arvensis</i>	Acker-Meier		x x x		x			x		vor 1492
<i>Astragalus onobrychis</i>	Fahnen-Tragant	x								Neobiot
<i>Atriplex hortensis</i>	Garten-Melde	x								Neobiot
<i>Atriplex oblongifolia</i>	Langblättrige Melde	x	x x		x	x x				vor 1492
<i>Atriplex patula</i>	Spreizende Melde	x	x		x			x		vor 1492
<i>Atriplex rosea</i>	Rosen-Melde	x	x x		x				x	vor 1492
<i>Atriplex sagittata</i>	Glänzende Melde	x	x x		x				x	vor 1492
<i>Aurinia saxatilis</i> subsp. <i>saxatilis</i>	Echtes Felsensteinkraut	x	x x	x			x			vor 1492
<i>Avena fatua</i>	Flug-Hafer	x	x	x	x	x	x			vor 1492
<i>Avena sativa</i>	Saat-Hafer	x								Neobiot
<i>Avena strigosa</i>	Sand-Hafer	x		x x	x	x				vor 1492
<i>Ballota nigra</i>	Schwarznessel	x	x x		x	x	x x			vor 1492

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal					Einführungsweise	Einfuhrvektoren							Erstnachweis		
			Etabliert	Unbeständig	Unbekannt	Fehlend - Erlöschen	Fehlend (Einzelfund)		Europa	Afrika	Temperates Asien	Tropisches Asien	Nordamerika	Südamerika	Unbekannt			
<i>Bellis perennis</i>	Ausdauerndes Gänseblümchen	x		x				x			x		x				vor 1492	
<i>Bromus arvensis</i>	Acker-Trespe	x		x	x					x		x					vor 1492	
<i>Bromus commutatus</i>	Verwechselte Trespe	x		x	x					x	x	x					vor 1492	
<i>Bromus grossus</i>	Dicke Trespe	x		x						x	x	x	x			x	vor 1492	
<i>Bromus secalinus</i>	Roggen-Trespe	x		x				x	x	x	x	x					vor 1492	
<i>Bromus sterilis</i>	Taube Trespe	x		x	x					x		x						vor 1492
<i>Bromus tectorum</i>	Dach-Trespe	x		x	x					x		x	x					vor 1492
<i>Bryonia alba</i>	Weiße Zaunrübe	x		x	x			x				x			x		vor 1492	
<i>Buglossoides arvensis</i>	Acker-Rindszunge	x			x	x				x		x				x		vor 1492
<i>Bunium bulbocastanum</i>	Echter Knollenkümmel	x		x				x		x		x			x			vor 1492
<i>Bupleurum rotundifolium</i>	Rundblättriges Hasenohr	x			x	x		x	x		x				x	x		vor 1492
<i>Bupleurum virginatum</i>	Ruten-Hasenohr	x		x	x	x		x							x			vor 1492

<i>Calendula arvensis</i>	Acker-Ringelblume	x	x x x	x x		x x		vor 1492
<i>Calendula officinalis</i>	Garten-Ringelblume	x						Neobiota
<i>Camelina alyssum</i>	Gezähnter Leindotter	x	x	x	x	x x		vor 1492
<i>Camelina microcarpa</i> subsp. <i>pilosa</i>	Kleinfrüchtiger Leindotter	x	x x	x	x		x	vor 1492
<i>Camelina sativa</i>	Saat-Leindotter	x	x	x	x	x		vor 1492
<i>Cannabis sativa</i>	Wilder Hanf	x						Neobiota
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Gewöhnliches Hirtentäschel							Indigen
<i>Carduus acanthoides</i>	Weg-Distel	x	x x	x	x			vor 1492
<i>Carduus nutans</i>	Nickende Distel	x						Kryptogen
<i>Castanea sativa</i>	Ess-Kastanie	x	x	x	x	x		vor 1492
<i>Caucalis platycarpos</i>	Acker-Haftdolde	x	x x	x	x	x x		vor 1492
<i>Centaurea cyanus</i>	Korn-Flockenblume	x	x x	x			x	vor 1492
<i>Cerastium brachypetalum</i>	Kleinblütiges Hornkraut							Indigen
<i>Cerastium glomeratum</i>	Knäuel-Hornkraut	x						Kryptogen
<i>Cerinthe minor</i> subsp. <i>minor</i>	Kleine Wachsblume	x	x x	x			x	vor 1492
<i>Chaenorhinum minus</i>	Kleiner Orant	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Chenopodium album</i>	Weißer Gänsefuß	x	x x	x x	x x	x x	x	vor 1492
<i>Chenopodium ficifolium</i>	Feigenblättriger Gänsefuß	x	x x	x	x	x x		vor 1492
<i>Chenopodium foliosum</i>	Durchblätterter Erdbeerspinat	x	x x x	x	x	x x		vor 1492
<i>Chenopodium glaucum</i>	Graugrüner Gänsefuß	x		x	x			x vor 1492
<i>Chenopodium hybridum</i>	Stechapfelblättriger Gänsefuß	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Chenopodium murale</i>	Mauer-Gänsefuß	x	x x	x	x	x x	x	vor 1492

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbegefäßpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)		
<i>Chenopodium opulifolium</i>	Schneeballblättriger Gänsefuß	x				Kryptogen	
<i>Chenopodium sueicum</i>	Grüner Gänsefuß	x	x	x	x	vor 1492	
<i>Chenopodium urbicum</i>	Straßen-Gänsefuß	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Chenopodium vulvaria</i>	Stink-Gänsefuß	x		x x	x x	x	vor 1492
<i>Cichorium intybus</i>	Gewöhnliche Wegwarte	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Coincya monensis</i> subsp. <i>cheiranthos</i>	Zurückgebogener Schnabelsenf						Indigen
<i>Conium maculatum</i>	Gefleckter Schierling	x	x	x x	x	x	vor 1492
<i>Conringia orientalis</i>	Ackerkohl	x	x x	x	x		vor 1492
<i>Consolida regalis</i> subsp. <i>regalis</i>	Feld-Ackerrittersporn	x	x x	x	x		vor 1492
<i>Coriandrum sativum</i>	Echter Koriander	x					Neobiota
<i>Crepis biennis</i>	Wiesen-Pippau	x	x x	x	x x		vor 1492
<i>Crepis capillaris</i>	Kleinköpfiger Pippau	x		x		x	vor 1492

<i>Crepis foetida</i>	Stink-Pippau	x	x x	x	x x			vor 1492
<i>Crepis vesicaria</i> subsp. <i>Taraxacifolia</i>	Löwenzahn-Pippau	x	x x	x	x x			vor 1492
<i>Cuscuta epithymum</i>	Flachs-Seide	x	x	x	x x	x	x	vor 1492
<i>Cynoglossum officinale</i>	Echte Hundszunge	x	x x	x x	x	x	x x	vor 1492
<i>Descurainia sophia</i>	Gewöhnliche Besenrauke	x	x x	x	x	x		vor 1492
<i>Digitaria ischaemum</i>	Kahle Fingerhirse	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Digitaria sanguinalis</i>	Blutrote Fingerhirse	x	x x	x x	x		x	vor 1492
<i>Dipsacus fullonum</i>	Wilde Karde	x	x x x	x			x	vor 1492
<i>Echinochloa crus-galli</i> subsp. <i>crus-galli</i>	Gewöhnliche Hühnerhirse	x	x x	x		x	x	vor 1492
<i>Echium vulgare</i>	Gewöhnlicher Natternkopf	x	x	x			x	vor 1492
<i>Elsholtzia ciliata</i>	Echte Kamminze	x						Neobiota
<i>Eruca vesicaria</i>	Senfrauke	x						Neobiota
<i>Erucastrum gallicum</i>	Französische Hundsräuke	x	x	x	x	x		vor 1492
<i>Erysimum cheiri</i>	Goldlack	x	x x	x		x	x	vor 1492
<i>Euphorbia exigua</i>	Kleine Wolfsmilch	x	x x x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Euphorbia falcata</i>	Sichel-Wolfsmilch	x	x x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Sonnenwend-Wolfsmilch	x	x x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Euphorbia lathyris</i>	Spring-Wolfsmilch	x						Neobiota
<i>Euphorbia peplus</i>	Garten-Wolfsmilch	x	x x x	x	x		x	vor 1492
<i>Fagopyrum esculentum</i>	Echter Buchweizen	x						Neobiota
<i>Fagopyrum tataricum</i>	Tataren-Buchweizen		x	x	x x	x x	x	vor 1492
<i>Fallopia convolvulus</i>	Acker-Flügelknöterich	x	x x	x	x	x		vor 1492

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbegefäßpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)	
<i>Ficus carica</i>	Gewöhnlicher Feigenbaum	x				Neobiota
<i>Fritillaria meleagris</i>	Schachblume	x				Neobiota
<i>Fumaria officinalis</i>	Gewöhnlicher Erdrauch	x	x x x	x x		vor 1492
<i>Fumaria parviflora</i>	Kleinblütiger Erdrauch	x	x x	x		vor 1492
<i>Fumaria rostellata</i>	Schnabel-Erdrauch	x	x	x		vor 1492
<i>Fumaria schleicheri</i>	Schleicher-Erdrauch	x	x x	x		vor 1492
<i>Fumaria vaillantii</i> subsp. <i>vallantii</i>	Vaillant-Erdrauch	x	x x	x		vor 1492
<i>Gagea villosa</i>	Acker-Goldstern	x	x	x		vor 1492
<i>Galega officinalis</i>	Echte Geißraute	x				Neobiota
<i>Galeopsis angustifolia</i>	Schmalblättriger Hohlzahn	x	x	x	x	vor 1492
<i>Galium mollugo</i>	Wiesen-Labkraut	x	x x	x	x x	vor 1492
<i>Galium parisiense</i>	Pariser Labkraut	x	x x	x	x x	vor 1492

<i>Galium spurium</i>	Kleinfrüchtiges Kletten-Labkraut	x	x x		x		x		vor 1492
<i>Galium tricornutum</i>	Dreihörniges Labkraut	x	x x x		x		x		vor 1492
<i>Geranium columbinum</i>	Tauben-Storzschnabel	x	x x x		x		x		vor 1492
<i>Geranium dissectum</i>	Schlitzblättriger Storzschnabel	x	x x x		x		x		vor 1492
<i>Geranium divaricatum</i>	Spreizender Storzschnabel	x	x x		x	x x			vor 1492
<i>Geranium molle</i>	Weicher Storzschnabel	x	x x		x		x		vor 1492
<i>Geranium pusillum</i>	Zwerg-Storzschnabel	x	x x		x		x		vor 1492
<i>Glaucium corniculatum</i>	Roter Hornmohn	x	x x x		x	x			vor 1492
<i>Glebionis segetum</i>	Saat-Wucherblume	x	x x x	x x	x x		x		vor 1492
<i>Heliotropium europaeum</i>	Europäische Sonnenwende	x	x	x	x		x		vor 1492
<i>Herniaria glabra</i>	Kahles Bruchkraut	x		x x	x				vor 1492
<i>Herniaria hirsuta</i>	Behaartes Bruchkraut	x							Neobiota
<i>Hordeum murinum</i> subsp. <i>murinum</i>	Mäuse-Gerste	x	x x		x	x		x	vor 1492
<i>Hordeum vulgare</i>	Saat-Gerste	x							Neobiota
<i>Hyoscyamus niger</i>	Schwarzes Bilsenkraut	x	x	x			x		vor 1492
<i>Hyssopus officinalis</i>	Echter Ysop	x	x x	x		x	x x		vor 1492
<i>Iberis amara</i>	Bittere Schleifenblume	x	x x	x		x	x		vor 1492
<i>Iberis linifolia</i> subsp. <i>boppardensis</i>	Mittlere Schleifenblume	x							Kryptogen
<i>Iris germanica</i>	Deutsche Schwertlilie	x	x x	x		x	x		vor 1492
<i>Isatis tinctoria</i>	Färber-Waid	x	x	x			x		vor 1492
<i>Juglans regia</i>	Echte Walnuss	x	x x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Kickxia elatine</i> subsp. <i>elatine</i>	Spießblättriges Tännelkraut	x	x x x	x				x	vor 1492

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal					Einführungsweise	Einfuhrvektoren						Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbegefäßpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)	Wolle Sonstige Unbekannt									
<i>Kickxia spuria</i> subsp. <i>spuria</i>	Eiblättriges Tännelkraut	x	x x x	x x					x x		x x		x x		vor 1492
<i>Lamium album</i>	Weiße Taubnessel	x		x x	x x x	x x					x x		x x		vor 1492
<i>Lamium amplexicaule</i>	Stängelumfassende Taubnessel	x		x x		x							x		vor 1492
<i>Lamium confertum</i>	Mittlere Taubnessel	x			x x	x x							x		vor 1492
<i>Lamium hybridum</i>	Eingeschnittene Taubnessel	x		x x		x							x		vor 1492
<i>Lamium purpureum</i>	Purpurrote Taubnessel	x		x x		x		x		x			x		vor 1492
<i>Lappula squarrosa</i>	Kletten-Igelsame	x		x x		x x		x	x	x			x	x	vor 1492
<i>Lathyrus aphaca</i>	Ranken-Platterbse	x		x x x		x							x		vor 1492
<i>Lathyrus hirsutus</i>	Behaarte Platterbse	x		x		x		x	x				x		vor 1492
<i>Lathyrus nissolia</i>	Gras-Platterbse	x		x x		x		x	x				x		vor 1492
<i>Lathyrus sativus</i>	Saat-Platterbse	x													Neobiot
<i>Legousia hybrida</i>	Kleinblütiger Frauen-spiegel	x	x			x						x			vor 1492

<i>Legousia speculum-veneris</i>	Echter Frauenspiegel	x	x x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Lens culinaris</i>	Küchen-Linse	x						Neobiot
<i>Leonurus cardiaca</i> subsp. <i>cardiaca</i>	Echtes Herzgespann	x	x	x			x	vor 1492
<i>Lepidium campestre</i>	Feld-Kresse	x	x	x	x	x		vor 1492
<i>Lepidium coronopus</i>	Gewöhnlicher Krähenfuß	x						Kryptogen
<i>Lepidium ruderale</i>	Schutt-Kresse	x	x x	x	x	x x x		vor 1492
<i>Lepidium sativum</i>	Garten-Kresse	x						Neobiot
<i>Levisticum officinale</i>	Garten-Liebstöckel	x						Neobiot
<i>Linaria arvensis</i>	Acker-Leinkraut	x	x x x		x		x	vor 1492
<i>Linum austriacum</i>	Österreichischer Lein	x						Neobiot
<i>Linum usitatissimum</i>	Saat-Lein	x						Neobiot
<i>Lolium remotum</i>	Lein-Lolch		x x x		x	x	x	vor 1492
<i>Lolium temulentum</i>	Taumel-Lolch	x	x x		x	x	x	vor 1492
<i>Malva alcea</i>	Spitzblatt-Malve	x	x x		x		x	vor 1492
<i>Malva moschata</i>	Moschus-Malve	x	x		x x	x x		vor 1492
<i>Malva neglecta</i>	Weg-Malve	x	x		x x	x x	x	vor 1492
<i>Malva pusilla</i>	Nordische Malve	x	x x		x	x x		vor 1492
<i>Malva sylvestris</i> subsp. <i>sylvestris</i>	Wilde Malve	x	x x	x		x	x	vor 1492
<i>Marrubium peregrinum</i>	Wander-Andorn	x	x x	x x	x x		x	vor 1492
<i>Marrubium vulgare</i>	Gewöhnlicher Andorn	x	x	x			x	vor 1492
<i>Matricaria chamomilla</i>	Echte Kamille	x	x	x			x	vor 1492
<i>Melilotus albus</i>	Weißer Steinklee	x	x x	x		x	x	vor 1492
<i>Melilotus officinalis</i>	Echter Steinklee	x	x	x			x	vor 1492
<i>Melissa officinalis</i>	Zitronen-Melisse	x						Neobiot

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal					Einführungsweise	Einfuhrvektoren					Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbegefäßpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) (Ackerkulturbegleiter) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)	Wolle Sonstige Unbekannt								
<i>Mentha x rotundifolia</i>	Bastard-Rosminze	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Mentha suaveolens</i>	Rundblättrige Minze	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Mercurialis annua</i>	Einjähriges Bingelkraut	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Mespilus germanica</i>	Echte Mispel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Misopates orontium</i>	Gewöhnliches Katzenmaul	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Muscari comosum</i>	Schopf-Träubel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Muscari neglectum</i>	Weinbergs-Träubel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Myosotis arvensis</i>	Acker-Vergissmeinnicht	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Myosotis ramosissima</i>	Raues Vergissmeinnicht	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Myosotis stricta</i>	Sand-Vergissmeinnicht	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Myosurus minimus</i>	Kleines Mäuseschwänzchen	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Myrrhis odorata</i>	Echte Süßdolde	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492

<i>Nepeta cataria</i>	Echte Katzenminze	x	x	x	x		x		x	vor 1492
<i>Nepeta nuda</i>	Pannonische Katzenminze									Indigen
<i>Neslia paniculata</i>	Gewöhnlicher Finkensame	x	x	x	x		x		x	vor 1492
<i>Nigella arvensis</i>	Acker-Schwarzkümmel	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Onobrychis viciifolia</i>	Saat-Esparsette	x								Neobiot
<i>Onopordum acanthium</i>	Gewöhnliche Eselsdistel	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Orlaya grandiflora</i>	Strahlen-Breitsame	x	x		x	x	x		x	vor 1492
<i>Ornithogalum angustifolium</i>	Schmalblättriger Milchstern	x								Kryptogen
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	Dolden-Milchstern	x	x		x		x			vor 1492
<i>Orobanche minor</i>	Kleine Sommerwurz	x	x	x	x	x	x			vor 1492
<i>Orobanche ramosa</i> subsp. <i>ramosa</i>	Ästige Sommerwurz	x		x	x				x	vor 1492
<i>Oxalis corniculata</i>	Gehörnter Sauerklee	x			x	x	x	x		Vor 1492
<i>Panicum miliaceum</i>	Echte Hirse	x								Neobiot
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	x	x	x	x				x	vor 1492
<i>Papaver dubium</i> subsp. <i>dubium</i>	Saat-Mohn	x	x	x	x	x			x	vor 1492
<i>Papaver hybridum</i>	Krummborstiger Mohn	x	x	x	x	x			x	vor 1492
<i>Papaver lecoqii</i>	Gelbmilchender Mohn	x	x	x	x	x			x	vor 1492
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatsch-Mohn	x	x	x	x	x	x			vor 1492
<i>Papaver somniferum</i>	Schlaf-Mohn	x								Neobiot
<i>Parietaria judaica</i>	Ausgebreitetes Glaskraut	x	x	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Parietaria officinalis</i>	Aufrechtes Glaskraut	x	x		x	x			x	vor 1492
<i>Persicaria lapathifolia</i> subsp. <i>pallida</i>	Filziger Ampfer-Knöterich	x			x	x	x		x	vor 1492

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbeplatz) (Färbeplatz) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) (Volksmedizin) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter) (Ackerkulturbegleiter) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer) (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)	
<i>Physalis alkekengi</i> var. <i>alkekengi</i>	Gewöhnliche Blasenkir sche	x	x	x x	x x	x
<i>Physalis alkekengi</i> var. <i>franchetii</i>	Japanische Blasenkir sche	x				
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich	x	x x x	x x	x x	x
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	Vierblättriges Nagelkraut	x				
<i>Polycnemum arvense</i>	Acker-Knorpelkraut	x	x x	x		x
<i>Polycnemum majus</i>	Großes Knorpelkraut	x	x x	x		x
<i>Portulaca oleracea</i>	Gemüse-Portulak	x				
<i>Potentilla inclinata</i>	Graues Fingerkraut	x				
<i>Potentilla erecta</i>	Aufrechtes Fingerkraut	x	x x	x x	x x	
<i>Prunus cerasifera</i>	Kirsch-Pflaume	x				
<i>Pyrus communis</i>	Kultur-Birne	x				
<i>Ranunculus arvensis</i>	Acker-Hahnenfuß	x	x x	x	x	x
					Wolle Sonstige Unbekannt	

<i>Raphanus raphanistrum</i>	Acker-Rettich	x	x	x		x	x	x	vor 1492
<i>Rapistrum rugosum</i>	Runzeliger Windsbock	x							Neobiot
<i>Reseda lutea</i>	Gelbe Resede	x	x x x		x	x x			vor 1492
<i>Reseda luteola</i>	Färber-Resede	x	x x		x		x		vor 1492
<i>Rumex pulcher</i> subsp. <i>pulcher</i>	Schöner Ampfer								Indigen
<i>Ruta graveolens</i>	Wein-Raute	x	x	x	x	x	x		vor 1492
<i>Sagina apetala</i>	Wimper-Mastkraut	x	x x x		x			x	vor 1492
<i>Sagina micropetala</i>	Aufrechtes Mastkraut	x	x x x		x			x	vor 1492
<i>Salvia officinalis</i>	Echter Salbei	x							Neobiot
<i>Salvia verticillata</i>	Quirl-Salbei	x							Neobiot
<i>Satureja hortensis</i>	Echtes Bohnenkraut	x							Neobiot
<i>Scandix pecten-veneris</i>	Gewöhnlicher Nadelkerbel	x	x x x		x	x x			vor 1492
<i>Scleranthus annuus</i>	Einjähriger Knäuel	x	x x		x			x	vor 1492
<i>Setaria italica</i>	Kolbenhirse	x							Neobiot
<i>Setaria pumila</i>	Fuchsrote Borstenhirse	x	x x		x x	x		x	vor 1492
<i>Setaria verticillata</i>	Kletten-Borstenhirse	x			x x			x	vor 1492
<i>Setaria verticilliformis</i>	Täuschende Borstenhirse	x			x x			x	vor 1492
<i>Setaria viridis</i>	Grüne Borstenhirse	x	x x		x			x	vor 1492
<i>Sherardia arvensis</i>	Ackerröte	x	x		x			x	vor 1492
<i>Silene cretica</i>	Kreta-Leimkraut	x	x x x		x	x		x	vor 1492
<i>Silene dichotoma</i>	Gabel-Leimkraut	x							Neobiot
<i>Silene linicola</i>	Flachs-Leinkraut		x	x x	x	x		x	vor 1492
<i>Silene noctiflora</i>	Acker-Leimkraut	x	x x		x			x	vor 1492
<i>Silybum Marianum</i>	Gewöhnliche Mariendistel	x							Neobiot

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal					Einführungsweise	Einfuhrvektoren					Erstnachweis	
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbegefäßpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)	Wolle Sonstige Unbekannt									
<i>Sinapis arvensis</i>	Acker-Senf	x	x x x	x	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbegefäßpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter)	x	x	x	x	x	x	x	x	vor 1492	
<i>Sisymbrium officinale</i>	Wege-Rauke	x	x x	x						x	x			x	vor 1492
<i>Solanum nigrum</i>	Schwarzer Nachtschatten	x	x x	x x	x x					x	x			x	vor 1492
<i>Solanum villosum</i>	Gelbeeriger Nachtschatten	x													Neobiot
<i>Sorbus latifolia</i>	Breitblättrige Mehlbeere	x													Kryptogen
<i>Spergula arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i>	Acker-Spergel	x	x		x	x x						x			vor 1492
<i>Spergularia rubra</i>	Rote Schuppenmiere	x	x x	x x	x							x			vor 1492
<i>Stachys annua</i>	Einjähriger Ziest	x	x x	x x	x							x			vor 1492
<i>Stachys arvensis</i>	Acker-Ziest	x	x x	x x	x	x						x			vor 1492
<i>Stellaria apetala</i>	Bleiche Sternmiere	x	x		x	x	x x					x			vor 1492
<i>Stellaria media</i>	Vogel-Sternmiere	x	x		x	x						x			vor 1492

<i>Tanacetum parthenium</i>	Mutterkraut	x						Neobiot
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn	x	x	x		x	x	vor 1492
<i>Teucrium botrys</i>	Trauben-Gamander	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Thlaspi arvense</i>	Acker-Hellerkraut	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Thymus vulgaris</i>	Echter Thymian	x						Neobiot
<i>Tordylium maximum</i>	Große Zirmet	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Torilis arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i>	Feld-Klettenkerbel	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	Falsche Strandkamille	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Triticum aestivum</i>	Saat-Weizen	x						Neobiot
<i>Tulipa sylvestris</i>	Wilde Tulpe	x						Neobiot
<i>Turgenia latifolia</i>	Breitblättrige Turgenie	x	x	x	x	x		vor 1492
<i>Urtica urens</i>	Kleine Brennnessel	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Vaccaria hispanica</i> subsp. <i>hispanica</i>	Saat-Kuhnelke	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Valerianella locusta</i>	Gewöhnliches Rapünzchen	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Verbena officinalis</i>	Echtes Eisenkraut	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Veronica agrestis</i>	Acker-Ehrenpreis	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Veronica arvensis</i>	Feld-Ehrenpreis	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Veronica opaca</i>	Glanzloser Ehrenpreis	x			x	x	x	vor 1492
<i>Veronica polita</i>	Glanz-Ehrenpreis	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Veronica triphyllus</i>	Finger-Ehrenpreis	x	x	x	x		x	vor 1492
<i>Vicia angustifolia</i>	Schmalblättrige Wicke	x	x	x	x	x	x	vor 1492
<i>Vicia ervilia</i>		x						Neobiot
<i>Vicia sativa</i>	Saat-Wicke	x						Neobiot

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Landwirtschaft Verunreinigung von Saatgut Transporte von Gütern Gartenbau Futtermittel / Vogelfutter Botanischer Garten Weitere absichtliche Einfuhrwege (Färbe pflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Faserherstellung) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Gewürzpflanze) Weitere absichtliche Einfuhrwege (Volksmedizin) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter) Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Lager- und Siedlungsplätze, Kreuzfahrer)	
<i>Vinca minor</i>	Kleines Immergrün	x	x x	x	x	x
<i>Viola arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i>	Feld-Stiefmütterchen	x	x x	x	x	x
<i>Viola odorata</i>	März-Veilchen	x	x x x	x	x	x
<i>Vitis gmelinii</i>	Wilde Weinrebe					Indigen
<i>Xanthium strumarium</i>	Gewöhnliche Spitzklette	x	x	x	x x	x

### Spezifische Anmerkungen

(*Neobiota*) *Abutilon theophrasti* (Malvaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich in Zentralasien (Krausch 2003), dem nordiranisch-afghanisch-südturkestanischen Bergland (Jäger 1991), möglicherweise auch in China und Tibet (Sebald et al. 1990b). Die Art ist eine alte Kulturpflanze (Heil- und Faserpflanze) (Sebald et al. 1990b), zudem Saatgutbegleiter (Klotz et al. 2002), denn sie wurde z.B. mit Getreide (Futtermais, Soja, Sonnenblumen) nach 1492 auch aus Nordamerika eingeschleppt (Jäger 1991, Soukup et al. 2004). Der Anbau erfolgte möglicherweise bereits im 4. Jh. v. Chr.; die Art wird von Theophrast (ca. 371-287 v. Chr.) genannt (Jäger 1991). Nachweise in Deutschland sind von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912) und von 1594 aus der Lausitz (Jäger 1991) bekannt. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nach Jäger (1991) ist eine dauerhafte Etablierung vor 1492 jedoch sehr unwahrscheinlich. Die Art wird

von Bettinger et al. (2013) und von Metzing et al. (2018) als etablierter Neophyt eingestuft, denen hier gefolgt wird. Sie ist in Deutschland großräumig verbreitet (Bettinger et al. 2013), lebt in Ackerwildkrautfluren und Ruderalfgesellschaften (Haeupler & Muer 2000) und tritt teilweise massiv in Zuckerrübenfeldern, auch in Feldern von Mais, Winterweizen, Kartoffel, Winter- und Sommergerste, sowie in Winterraps (Sachsen, Viehweger & Dittrich 2004) in Erscheinung.

*Adonis aestivalis* (Ranunculaceae): Das ursprüngliche Areal ist die mediterran-iranisch-turanische Region (Kästner et al. 2001, Anioł-Kwiatkowska & Popiel 2011a). Die Art kommt aktuell in mehreren Unterarten und Varietäten von der Iberischen Halbinsel und Nordafrika über Kleinasien und Mesopotamien bis Zentralasien (Sebald et al. 1990a), Vorderasien und im Westimalaja vor (Schubert & Hilbig 1969, Hegi 1975a, Sebald et al. 1990a). Sie ist ein Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wahrscheinlich mit dem Getreideanbau in der Jungsteinzeit ins Gebiet gelangt (Sebald et al. 1990a, Kästner et al. 2001); Nachweise liegen auch aus der Bronzezeit (Tschechoslowakei, Willerding 1986) und aus der Römerzeit (Baden-Württemberg, Stika 1996) vor. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Von Harder 1576-1594 aus der Umgebung von Ulm (Haug 1915) belegt. Die Art kommt aktuell in Deutschland großräumig vor, mit einem Schwerpunkt in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Sie wächst in Getreidefeldern, besonders an Rändern von Weizenfeldern, selten an Wegböschungen (Sebald et al. 1990a), auf sommerwarmen, trockenen oder mäßig trockenen, nährstoff- und kalkreichen, mehr oder weniger milden, humosen, meist steinigen Ton- und Lehmböden (Hegi 1975), und gilt als typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). *Adonis aestivalis* ist insbesondere an den Grenzen des Verbreitungsgebietes in Deutschland stark zurückgegangen (Sebald et al. 1990a) und wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Adonis flammea* subsp. *flammea* (Ranunculaceae): Das ursprüngliche Areal ist die mediterran-iranisch-turanische Region (Anioł-Kwiatkowska & Popiel 2011b). Aktuell ist die Art von Frankreich und Nordspanien bis Ägypten, Kleinasien und im Kaukasus verbreitet (Sebald et al. 1990a). Sie ist ein Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wahrscheinlich mit dem Getreideanbau (Saatgutverunreinigung) in der Jungsteinzeit ins Gebiet gelangt (Sebald et al. 1990a, Schneider et al. 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg an verschiedenen Orten rund um Neuenheim (Dierbach 1819-1820, Sebald et al. 1990) belegt. In Deutschland großräumig verbreitet, mit einem Verbreitungsschwerpunkt in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst in Getreidefeldern, seltener in Hack-Fruchtäckern (Sebald et al. 1990a) und gilt als typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Ein großer Teil der Vorkommen ist schon im letzten Jahrhundert erloschen, daher sind nicht allein Unkrautbekämpfungsmaßnahmen Ursache für den Rückgang, vielmehr haben Intensivierung der Anbaumethoden mit immer kürzeren Brachezeiten, größerer Bestandesdichte der Feldfrüchte u.a. der konkurrenzschwachen Art immer stärker zugesetzt (Sebald et al. 1990a). Durch die intensive Ackerbodenbearbeitung gehört die Art z.B. in Sachsen-Anhalt zu den seltensten Arten (John & Stolle 2006).

Sie wird bundesweit mit 1 ‚Vom Aussterben bedroht‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Nach Metzing et al. (2018) liegt eine hohe Verantwortlichkeit Deutschlands vor.

*Aethusa cynapium* subsp. *cynapium* (Apiaceae): Das ursprüngliche Areal umfasst wahrscheinlich Kleinasien bis zum Kaukasus und das westliche Sibirien (Hegi 1975d). Die Unterart *cynapium* ist ein Archäophyt (Sebald et al. 1992b, Terpo et al. 1999), möglicherweise hat die Art erst als Apophyt besondere morphologische Rassen entwickelt (Hegi 1975d). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), die Früchte wurden wahrscheinlich als Gewürz verwendet, und wurden zudem als Beimengungen in Saaten von Anis, Lein, Klee, Luzerne und Gräsern gefunden (Hegi 1975d). Subfossile Nachweise von *Aethusa* liegen aus dem mittleren und späten Neolithikum vor, z.B. bei Sipplingen und Maingau/Bodensee (Willerding 1986), ebenfalls Nachweise aus dem Neolithikum in Ravensburg/Württemberg (Hegi 1975d). Nachweise von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Die Unterart *cynapium* kommt vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland vor (Bettinger et al. 2013). Standorte sind in Gebüschen, an Zäunen, Bächen, in Auen und Wäldern, sowie auf Schutt, Gartenland, in Getreide- und Stoppelfeldern und auf anderen Äckern (Hegi 1975d). Die Unterart *elata* hat wahrscheinlich ein südosteuropäisches Areal und wurde erstmals aus dem Kaukasus beschrieben, doch lassen die Standortsansprüche vermuten, dass diese Sippe als einzige des *Aethusa*-Aggregats autochthoner Bestandteil der mitteleuropäischen Flora sein könnte (Gerstberger 1988).

*Agrostemma githago* (Caryophyllaceae): Das ursprüngliche Areal ist vermutlich die östliche Ägis und das vorder- und mittelasiatische Gebiet (Hegi 1979a, Cimalová 2012). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde mit dem Getreideanbau eingeführt (Hegi 1979a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Mitteleuropa vom ältesten Neolithikum an in allen Siedlungsperioden nachgewiesen (Hegi 1979a), z.B. aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Burgliebenau/Merseburg, Raßnitz-Pritschöna/Merseburg, Trebus/Brandenburg und bei Sipplingen am Bodensee (Willerding 1986), ebenso bei Ditzfurt/Sachsen-Anhalt (Hellmund 2008). Seit dem frühen Mittelalter eine der häufigsten Segetalpflanzen in Mitteleuropa (Kästner et al. 2001). Nachweis von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 aus der Umgebung von Ulm gemeldet (Schinnerl 1912, Haug 1915). Mit Ausnahme der Alpen, zerstreut im gesamten Bezugsgebiet vorkommend (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst in Getreide-, besonders Winterroggen-Kulturen (Hegi 1979a), auch in Sandtrockenrasen und an Lössböschungen (Sebald et al. 1990a). Sie gilt als typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994); Saatgutreinigung hat sehr zum Rückgang beigetragen (Sebald et al. 1990a, Kästner et al. 2001). Die Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdet‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Ajuga chamaepitys* (Lamiaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und reicht bis Vorderasien (Hegi 1975f). Die Unterart *chamaepitys* gilt als etabliert (Hand et al. 2024). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und wurde zudem mit Getreidesaatgut eingebracht (Schneider et al. 1994) sowie mit französischem Rotklee verschleppt (Hegi 1975f). Im 16. Jh. als Heilkraut verwendet (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise von Harder 1574-1594 in der Umgebung von Ulm (Schorler 1908, Schinnerl 1912). Vorkommen bestehen überwiegend in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen

Stufenland (Bettinger et al. 2013) auf trockenen, kalkhaltigen Böden, an Feldrainen, Wegrändern, in Weinbergen, Brachäckern, in Wintersaaten und an Mauern (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996). Die Art gilt als typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Durch Intensivierung der Ackernutzung, z.B. Herbizideinsatz, ist sie stark zurückgegangen (Sebald et al. 1996); zahlreiche Fundorte sind nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(*Neobiot*) *Allium nigrum* (Alliaceae): Das Ursprungsgebiet der Art liegt im Mittelmeergebiet (Sebald et al. 1998a). Gelegentliche Nutzung als Kulturpflanze (Baden-Württemberg, Sebald et al. 1998a), jedoch ist die ursächliche Einbringung unbekannt (Klotz et al. 2002). Gilt als Neophyt, möglicherweise regional etabliert (Wisskirchen & Haeupler 1998). Von Metzing et al. (2018) wird die unbeständige Art nicht gelistet. Auch in Österreich und in der Tschechischen Republik als Neophyt geführt (Essl & Rabitsch 2002, Pyšek et al. 2012). Die Art wird 1823 für das südliche Deutschland angegeben (Röhling et al. 1823), ein Nachweis aus Baden-Württemberg liegt für 1860 auf einem Acker bei Spetzgart/Überlingen vor (Jack 1896). Die Art wird nur sehr selten nachgewiesen und ist in Deutschland aus Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg und Sachsen bekannt (Bettinger et al. 2013).

*Alopecurus myosuroides* (Poaceae): Ursprünglich vermutlich aus dem östlichen Mittelmeergebiet und Eurasien stammend; Vorkommen sind von Ägypten bis Algerien bekannt, wobei es unsicher ist, ob diese zum Ursprungsgebiet zählen (Meusel et al. 1965). Sie gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und ist auch in Leinsaat enthalten (Müller 1950). In Zentraleuropa Archäophyt (Kästner et al. 2001). Auch von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Nach Bettinger et al. (2013) könnte die Art möglicherweise ein Neophyt sein. Ein Nachweis bei Burgliebenau/Merseburg aus der Jungsteinzeit bekannt (Natho 1957), später fossile Früchte aus dem Mittelalter bei Magdeburg (Körber-Grohne 1990) und bei Neuß (Willerding 1986) gefunden. Erstmals von Duvernoy 1722 für die Umgebung von Tübingen genannt (Duvernoy 1722 in Sebald et al. 1998a). Aktuelle Vorkommen liegen vor allem im westlichen Süddeutschen Stufenland, im südlichen Teil des Norddeutschen Tieflandes und auf den Nordseeinseln und Marschen (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) gedeiht in Hackfrucht- und Getreidefeldern, vor allem in Wintergetreide, an Wegen, auf Brach- und Ödland, auch auf Teichschlamm (Hegi 1998, Sebald et al. 1998a). Sie war bis in die 1990er Jahre expansiv (Sebald et al. 1998a) und ist stellenweise noch in Ausbreitung begriffen (Kästner et al. 2001, Gerhards et al. 2013). Sie gilt als Unkraut und kann zu Ertragsminderung im Getreideanbau führen (Gehring et al. 2012).

*Althaea hirsuta* (Malvaceae): Ein mediterran-pontisches Florenelement, ursprünglich wahrscheinlich im östlichen Mittelmeerraum, in Nordafrika bis nach Persien und bis zur Steppenzone Südrusslands verbreitet (Hegi 1975, Sebald et al. 1990, Meyer & John 2007). Die Art wurde wahrscheinlich mit Saatgut eingebracht (Meyer & John 2007), später auch angesalbt, z.B. 1852 bei Halberstadt. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg von Vulpius 1791 für Stuttgart-Berg genannt (Sebald et al. 1990). In Deutschland großräumig verbreitet, Vorkommen fast nur in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst auf Äckern, Brachen, an Mauern, in Weinbergen, auf Kulturland und Ruderalflächen (Hegi 1975), zudem an Übergängen von Ackerwänden zu ruderalfisierten Trockenrasen (Sebald et al. 1990). Sie gilt als typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver

Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht und rückläufig ist (Schneider et al. 1994, Kästner et al. 2001, Meyer & John 2007) und bundesweit mit 3 „Gefährdete Art“ eingestuft wird (Metzing et al. 2018).

*Amaranthus blitum* (Amaranthaceae): Ursprünglich im südlichen und östlichen Mittelmeergebiet vorkommend (Körber-Grohne 1994). Die Samen wurden früher als Körnerfrucht (Hegi 1979a) und die Blätter als Gemüse genutzt (Sebald et al. 1990a). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Es liegen Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Neuß und Butzbach (Willerding 1986) sowie aus dem mittleren Subatlantikum (50-950 n. Chr.) bei Welzheim (Körber-Grohne & Piening 1983) vor. Von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977), von Harder 1576-1594 für die Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912) und von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll genannt (Sebald et al. 1990a). *Amaranthus blitum* agg. ist großräumig verbreitet, insbesondere entlang der großen Flusssysteme (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) gedeiht in Weinbergen, Hackfruchtäckern, auf Gartenland, Erdhaufen, Schutt und Düngerstellen, Flusskies, in Gräben und am Fuße von Mauern (Hegi 1979a). Vorkommen in natürlichen Lebensräumen entlang von Flüssen, z.B. entlang von Rhein, Elbe und Donau und ihren Nebenflüssen (Lohmeyer & Sukopp 1992 ff.). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden. Die Art wird bundesweit mit 3 „Gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Anagallis arvensis* (Primulaceae): Die Unterart *arvensis* gilt als Archäophyt (Bettinger et al. 2013) mit Herkunft aus dem westlichen Mittelmeergebiet (Hegi 1975e, Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise liegen aus der älteren Vorrömischen Eisenzeit, z.B. bei Rommerskirchen/Grevenbroich, Langweiler/Düren, Frixheim-Angstel/Grevenbroich und bei Bergheim/Erftkreis vor. In der Schweiz sind Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum bekannt (Willerding 1986). Nachweise liegen von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977) und von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm vor (Schorler 1908). In Deutschland großräumig verbreitet, in den Alpen und Teilen des Norddeutschen Tieflandes seltener (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) wächst auf Getreide- und Hackfruchtäckern, Brachland, in Gärten, auf Schutt und an Wegen (Hegi 1975e), sowie in Vegetation von Moränenkliffs (Lohmeyer & Sukopp 1992 ff.). Viele Fundorte wurden nach 1950 bzw. 1980 nicht wieder nachgewiesen (Bettinger et al. 2013) und die Art gilt als rückläufig. Auch in der Schweiz besteht ein starker Rückgang seit den 1920er Jahren (Richner 2014).

*Anchusa arvensis* (Boraginaceae): Wahrscheinlich aus dem kontinental-gemäßigten Eurasien, Kaukasus und Zentralasien stammend (Hegi 1975e, Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Erste schriftliche Erwähnung 1543 in Baden-Württemberg um Rotenburg am Neckar (Sebald et al. 1996a). Die Unterart *arvensis* kommt in Deutschland großräumig mit Ausnahme der Alpen vor (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) wächst auf trockenem bis mäßig feuchtem Sand- und Kiesboden in Weinbergen, Getreide- und Hackfruchtäckern, Brachen und Ruderalfluren (Hegi 1975e). Die Art ist durch Intensivierung der Ackernutzung im Rückgang begriffen (Sebald et al. 1996a) und auch in der Schweiz seit den 1920er Jahren stark zurückgegangen (Richner 2014).

*Anchusa officinalis* (Boraginaceae): Eine pontisch-pannonische Art (Hegi 1975e), ursprünglich in Osteuropa (Lohmeyer & Sukopp 1992), Südosteuropa (Scholz 1960), Kleinasien und dem Kaukasus verbreitet (Sebald et al. 1996a). Vermutlich regelmäßig verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die als Heil- und Zierpflanze, sowie als Gemüse verwendet wurde, und deren Blüten auch zum Gelbfärben genutzt wurden (Hegi 1975e). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise liegen aus der Römischen Kaiserzeit bei Neuß vor (Willerding 1986). Erste schriftliche Erwähnung 1539 für Tübingen (Sebald et al. 1996a), später von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm gemeldet (Schorler 1908). Großräumiges Vorkommen im Nordostdeutschen Tiefland sowie im Teilen des Süddeutschen Stufenlandes (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) wächst in Grasheiden, auf trockenen Acker- und Wegrändern, in Hecken, Brachen, Weinbergen, auf Schutt, offenen Stellen und auf Flussalluvionen (Hegi 1975e) sowie in Dünen (Lohmeyer & Sukopp 1992 ff.). Viele Fundorte wurden nach 1950 nicht wieder nachgewiesen (Bettinger et al. 2013), die Art ist regional im Rückgang (Kästner et al. 2001) und wird bundesweit auf der Vorwarnliste geführt (Metzing et al. 2018).

*Androsace maxima* (Primulaceae): Das Hauptverbreitungsgebiet liegt im submediterranen Europa und Asien (Sebald et al. 1990b) und reicht von Marokko, Kleinasien, Kaukasus, Persien, Turkestan bis an die Lena in Sibirien (Hegi 1975e). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Hegi 1975e, Klotz et al. 2002). Die Besiedlung Zentral- und Westeuropas erfolgte möglicherweise voreiszeitlich, die Vorkommen im Gebiet des Mittel- und Oberrhein könnten als Refugien angesehen werden. Jedoch sind auch eine Einwanderung in der trockenwarmen Postglazialzeit (boreale oder subboreale Periode) sowie die Einbringung durch den Menschen (Hegi 1975e, Welk 2002) als Ackerkulturbegleiter während des Neolithikum möglich. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg 1857 in der Umgebung von Ludwigshafen und 1901 im Hafen Mannheim (Sebald et al. 1990b) festgestellt. Die Vorkommen im Rheingebiet sind erloschen, es liegen nach Bettinger et al. (2013) seit 1927 keine Nachweise vor. Die Art wird in der bundesweiten Roten Liste als „ausgestorben oder verschollen“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Nach Hand et al. (2024) aktuell unbeständige Funde in Berlin, Baden-Württemberg, Bayern und Thüringen. In Getreidefeldern (Hodvina & Wagner 2009), u.a. Winterweizen und Brachäckern, auch auf Bergwiesen (Österreich, Hegi 1975e, Sauberer 2001). Eine typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Anthemis arvensis* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal liegt im südeuropäischen Mittelmeergebiet (Hegi 1979b, Kästner et al. 2001), Vorkommen der Art sind auch aus Nordafrika (Ronse 2011) und Kleinasien bekannt (Kay 1971). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde mit dem Getreideanbau eingebracht (Hegi 1979b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise sind aus der jüngeren Vorrömischen Eisenzeit bei Göttingen (Willerding 1986) bekannt. Am Mittelrhein war sie wahrscheinlich während der Allerod-Warmphase vorhanden (Baales 2015). In Mitteleuropa ist die Art schon seit der jüngeren Steinzeit als Getreideunkraut verbreitet (Sebald et al. 1996b). Nachweis von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912, Haug 1915). In Deutschland lückig verbreitet (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) lebt in Unkrautgesellschaften, vor allem der Getreideäcker, auch in

Hackfruchtäckern, an Wegen, auf Rainen, in Gärten und Weinbergen (Hegi 1979b). Zahlreiche Fundorte sind nach 1950 bzw. 1980 nicht mehr bestätigt worden (Bettinger et al 2013), die Vorkommen der Art gelten als rückläufig und sie wird bundesweit auf der Vorwarnliste geführt (Metzing et al. 2018).

*Anthemis austriaca* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und in der Türkei (Kästner et al. 2001); Vorkommen sind vom Balkan, Ungarn, Norditalien, Rumänien (Hegi 1979b) und Kleinasien bekannt (Müller 1950). Mit Getreide- und Rotkleesaat, mit Vogelfutter, und mit Südfrüchten eingebracht (Hegi 1979b, Kästner et al. 2001). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Die Art dringt entlang von Elbe und Donau nach Deutschland, und entlang des Rheins weiter nach Westen vor (Sebald et al. 1996b). In Baden-Württemberg 1883 auf einem Versuchsfeld bei Hohenheim dokumentiert (Sebald et al. 1996b). In Deutschland kleinräumig verbreitet, regional gehäufte Vorkommen im Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013), z.B. im Mannheimer Industriehafen (Amarell 2010). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) lebt in Ackerwildkrautgesellschaften an Wegen und auf Äckern, an Bahnhöfen, in Häfen (Hegi 1979b), und in Wintergetreide (Oesau 1978). Zahlreiche Fundorte sind nach 1950 nicht mehr bestätigt worden (Bettinger et al. 2013) und die Art wird bundesweit auf der Vorwarnliste geführt (Metzing et al. 2018).

*Anthemis cotula* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal der Art ist der ostmediterran-subozeanische Raum von Griechenland bis Syrien (Sebald et al. 1996b) und Vorderasien (Hegi 1979b, Pietrzykowska et al. 2011). Nach Kästner et al. (2001) ist sie im Mittelmeergebiet ursprünglich. Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise liegen aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit bei Göttingen vor (Willerding 1986). Die Art erreichte im Pleistozän die Britischen Inseln (Sebald et al. 1996b) und ist nach Küster (1985) möglicherweise in Mitteleuropa einheimisch. Nachweise sind von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912) und von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll genannt (Sebald et al. 1996b). Mehr oder weniger zerstreut in Deutschland vorkommend (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) wächst in lückigen Ackerwildkrautgesellschaften vor allem in Dörfern und deren Umgebung, an Weg- und Straßenrändern, auf Angern, Schuttplätzen, auch in Getreidefeldern (Hegi 1979b). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 sind nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013); die Art ist in fast allen Bundesländern im Rückgang begriffen (Kästner et al. 2001) und wird bundesweit auf der Vorwarnliste geführt (Metzing et al. 2018).

(*Neobiot*) *Anthemis ruthenica* (Asteraceae): Die Art ist ursprünglich pontisch-pannonisch verbreitet (Sebald et al. 1996b), gilt als Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde zudem gelegentlich angepflanzt (Sebald et al. 1996b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt eingestuft. Nach Kästner et al. (2001) zerstreut vorkommender Archäophyt in Brandenburg. Nach Korneck et al. (1996), Prasse et al. (2001), Metzing et al. (2018) und Hand et al. (2024), denen hier gefolgt wird, handelt es sich um einen etablierten Neophyten, der „neosynthanthrop“ bis nach Ost- und Süddeutschland und entlang des Rheins vorgedrungen ist (Sebald et al. 1996b). 1864 lokal bei Frankfurt an der Oder (Brandenburg) (Hegi 1979b) und 1898 bei Karlsruhe (Baden-Württemberg) nachgewiesen (Sebald et al. 1996b). Vorkommen in Deutschland sind vor allem im Nordostdeutschen Tiefland und entlang des Rheins bekannt (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) lebt in

lückigen Ackerwildkrautgesellschaften, besonders an Schuttstellen, auf Bahnhöfen und in Hafenanlagen, bei Getreidemühlen, auch in Getreideäckern, insbesondere Wintergetreide (Oesau 1978), und Sandtrockenrasen (Hegi 1979b). Die Art ist eventuell durch Seltenheit gefährdet, doch ist nicht bekannt, ob sie sich im Rückgang (Sebald et al. 1996b) oder regional in Ausbreitung befindet (Kästner et al. 2001).

*Anthemis tinctoria* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich in Südosteuropa, der Türkei und Ukraine (Kästner et al. 2001), evtl. auch in Vorderasien (Hegi 1979b). Da die Art wahrscheinlich erst seit dem Mittelalter im Gebiet ist (Nachweise aus Visby/Schweden, Opava/ehemalige Tschechoslowakei und Krakow/Polen, Willerding 1986), wird davon ausgegangen, dass sie in Mitteleuropa nicht einheimisch ist (vgl. Hegi 1979b, Wisskirchen & Haeupler 1998). Es handelt sich um eine verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die als Zier- und Färbeplante genutzt wurde (Hegi 1979b). Im südlichen Zentraleuropa Archäophyt, in Nordwestdeutschland Neophyt (Kästner et al. 2001). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schorler 1908, Schinnerl 1912, Haug 1915) nachgewiesen. Die Art ist aktuell häufig in Ansaatmischungen, z.B. für Straßenböschungen enthalten (Bettinger et al. 2013). Aktuell zerstreut in ganz Deutschland mit Schwerpunkt in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) wächst in Trockenrasen und Felsbandgesellschaften, Steppenrasen, ruderal beeinflussten Standorten an Weganrisen und Böschungen, z.B. Eisenbahndämmen, in Steinbrüchen, auf alten Stadtmauern, auch auf steinigen Äckern (Hegi 1979b). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 sind nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013).

*Anthriscus caucalis* (Apiaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet (Hegi 1975d, Lohmeyer & Sukopp 1992), möglicherweise auch in Nordafrika (Brandes 2007). Die Art wurde als Saatgut- und Transportbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise liegen aus dem frühen Mittelalter (600-1000) in Århus, Dänemark und wahrscheinlich aus dem hohen Mittelalter (1000-1100) in Oslo, Norwegen vor, zudem ein nicht ganz sicher bestimmter Fund aus der späten Bronzezeit (122-800/600 v. Chr.) in Großbritannien (Willerding 1986). Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm (Schorler 1908) nachgewiesen. Die großräumig verbreitete Art kommt vor allem im Nordostdeutschen Tiefland sowie entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse vor (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst an Ruderalstellen auf sandig-schluffigen Böden, zumeist im Halbschatten von Hecken und Gehölzbeständen (Brandes 2007), auf Binnendünen, an Schuttplätzen, auch in Unkrautfluren (Sebald et al. 1992b); an der Nordsee als Agriophyt in Küstendünen (Stortelder et al. 1999; Lohmeyer & Sukopp 1992), an der Ostsee an Moränenkliffen (Fukarek & Henker 2006). Die Art ist regional in unterschiedlichem Maße zurückgehend, in Niedersachsen jedoch wahrscheinlich in Ausbreitung (Brandes 2007).

*Anthriscus cerefolium* (Apiaceae): Ursprünglich ostmediterranes Florenelement, einheimisch in Südosteuropa, Vorderasien, im Ural und in Sibirien (Sebald et al. 1992b, Fertl 2013). In Gärten angebaut, als Gewürz, als Beimischung in Kräutertees und Kräutersäften verwendet, zudem wurden ätherische Öle gewonnen (Sebald et al. 1992b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Die Abgrenzung zwischen archäophytischen und neophytischen Vorkommen in Deutschland ist vielfach nicht zuverlässig zu ermitteln (Bettinger et al. 2013). Im Gebiet seit dem frühen Mittelalter bekannt (Sebald et al. 1992b), so im ‚Capitulare‘ Ludwigs des Frommen (795) genannt

(Hegi 1975d). Von den Römern genutzt und aus Italien nach Mitteleuropa eingeführt (Hegi 1975d). Nachweise von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm (Schorler 1908). In den Niederlanden im Zeitraum 1150-1350 bei Dordrecht (Kooistra et al. 1998). Die Art kommt zerstreut in ganz Deutschland vor (Bettinger et al. 2013) und wächst an Hecken, Zäunen, auf Mauern und Felsen, in Weinbergen, auf Schutthaufen und Gartenauswurf (Hegi 1975d). Im Rückgang begriffen, viele der Fundorte vor 1950 sind aktuell unbestätigt (Bettinger et al. 2013). Ursachen sind wahrscheinlich der Einsatz von Herbiziden und die Vernichtung geeigneter Standorte, aber auch die Tatsache, dass alte Gewürz- und Heilpflanzen kaum mehr angebaut werden (Sebald et al. 1992b).

(*Kryptogen*) *Apera spica-venti* (Poaceae): Das Areal der Art umfasst das westliche, mittlere und nördliche Europa, seltener im Süden, auch in Sibirien (Hegi 1998). Gilt nach Klotz et al. (2002) als Anökophyt; siedelt ausschließlich auf anthropogen geschaffenen bzw. gestörten Standorten (Partzsch & Mahn 2001). Von Lohmeyer & Sukopp (1992) als Archäophyt bewertet; gilt auch in Polen als Archäophyt (Tokarska-Guzik et al. 2010). Von Müller et al. (2021) als Neophyt bewertet. Durch Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als einheimisch eingestuft. Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft werden; die Art wird hier vorläufig als kryptogen geführt. Sehr verbreitetes Vorkommen in ganz Deutschland, weniger verbreitet im Alpenvorland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Nach Metzing et al. (2018) zunehmende Bestände.

*Aphanes arvensis* (Rosaceae): Ursprünglich submediterran-subatlantisches Florenelement (Sebald et al. 1992a) mit Vorkommen bis in das nordöstliche Mittelmeergebiet (Meusel et al. 1965) und Palästina (Cimalová 2012). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise datieren mit ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Interglaziale und postglaziale Pollen- und Fruchtfunde in Großbritannien (Kästner et al. 2001). In Baden-Württemberg von Leopold 1728 aus der Umgebung von Ulm beschrieben (Sebald et al. 1992a). In Deutschland großräumig verbreitet, mit Ausnahme der Alpen (Bettinger et al. 2013). Diese Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) besiedelt lehmige Böden (Bomble 2016a) auf Äckern und Stoppeläckern, vor allem in Wintergetreide und Klee, in Brachen und lückigen Weiderasen, in Felsenheiden (Wallis/Schweiz) sowie in Norddeutschen Kiefernheiden (Hegi 1990) und kommt auch in Trockenrasen vor (Ungarn, Kiraly et al. 2006). Die Vorkommen der wenig konkurrenzkräftigen Art sind in den letzten Jahrzehnten erheblich zurückgegangen (Sebald et al. 1992a).

*Aphanes australis* (Rosaceae): Ursprünglich in Teilen der euro-subatlantischen Regionen West-, Mittel- und Südeuropas, inkl. Großbritanniens, der Türkei, Palästina und Nordwestafrika (Lippert 1984, Cimalová 2012). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und Ackerunkraut (Eggers & Zwerger 2003). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Ein Nachweis liegt vor aus 1789 bei Weißendorf/Bayern (Lippert 1984). Der Schwerpunkt der Verbreitung in Deutschland liegt im Norddeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Die Art besiedelt sandige Böden auf Äckern, Getreidefeldern, lückige Stellen in Rasengesellschaften, Sandmagerrasen, z.B. Kleinschmielen-Fluren (Hegi 1990, Sebald et al. 1992a), aber auch ruderale Standorte an Wegen und im Siedlungsbereich (Bomble 2016a). Die Art wird bundesweit auf der Vorwarnliste geführt (Metzing et al. 2018).

*Arabidopsis thaliana* (Brassicaceae): Im Mittelmeergebiet und Osteuropa in natürlichen Trocken- und Steppenrasen-Gesellschaften (Hegi 1986), das ursprünglich wohl westeurasische Areal reicht bis in die submeridional-temperaten Steppengebiete (Kästner et al. 2001). Möglicherweise auch in Zentraleuropa in Sandtrockenrasen einheimisch (Kästner et al. 2001). Aufgrund des Vorkommens in Acker-Unkrautgesellschaften von Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt, von Bettinger et al. (2013) aber als einheimisch bewertet. Auch von Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Nachweise von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977). Das Vorkommen in Acker-Unkrautgesellschaften (Willerding 1986) lässt auf die Einbringung durch Saatgut schließen. Nachweise aus dem Neolithikum liegen aus Ost-Gotland/Schweden vor (Willerding 1986). In Deutschland fast im gesamten Gebiet verbreitet, nur im Alpenvorland und den Deutschen Alpen weniger häufig (Bettinger et al. 2013). Diese Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) siedelt in Therophyten-Pioniergesellschaften auf vorwiegend kalkarmen und sandigen Rohböden sowie in Lücken von Trocken- und Sandrasen (Sebald et al. 1990b). Die Verbreitung der Art zeigt keine oder geringe Veränderungen in jüngerer Vergangenheit (Bettinger et al. 2013).

*Arctium lappa* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal umfasst Sibirien, den Altai, den Himalaya, Kleinasien und die Kaukasusländer (Hegi 1987). Die Art gilt als Archäophyt (Scholz 1960, Hegi 1987); von Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt bewertet, der möglicherweise einheimisch ist. Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002) und wurde in der Volksmedizin als Heilpflanze genutzt (Brandes et al. 1990), weshalb regelmäßige Verwilderungen wahrscheinlich sind; sie wird hier als Archäophyt bewertet. Nachweise liegen aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Sipplingen/Bodensee und aus Ehrenstein/Ulm vor (Willerding 1986). Nachweise sind von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977) und von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). In Deutschland großräumig verbreitet, ausgenommen einiger Regionen des Nordwestdeutschen Tieflandes (Bettinger et al. 2013). Die Art gedeiht an Wegrändern, Zäunen, Mauern, Dämmen, auf Brachäckern, Schutt, im Flussschotter, auf Dorfängern, Viehängern, übernutzen Weiden, in Auwäldern, an Bachufern und in Hochstaudenfluren (Hegi 1987). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 sind nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013) und die Vorkommen sind möglicherweise zurückgehend.

*Arctium tomentosum* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal liegt vermutlich in Westasien (Sebald et al. 1996b). Nach Wisskirchen & Haeupler (1998) möglicherweise einheimisch, hier aber aufgrund der historischen Nachweise und der Nutzung in Gärten und vermutlich regelmäßigen Verwilderungen als Archäophyt bewertet (Hegi 1987, Klotz et al. 2002). Nachweise liegen bei Hornstaad aus dem 40. Jh. v. Chr. vor (Sebald et al. 1996b), zudem Belege aus der Römischen Kaiserzeit bei Westeremden (Willerding 1986). In Baden-Württemberg von Harder um 1562 in der Umgebung von Geislingen/Ulm gesammelt (Sebald et al. 1996b). In Deutschland großräumig mit regional unterschiedlicher Häufigkeit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst an Wegrändern, in Ackerrandstreifen, auf Schutthalden und Aufschüttungen, an Zäunen, an Mauern, im Flussschotter, Gebüsch, an Deichen der Marsch, an Waldrändern, in Staudenfluren und länger ungestörtem Ödland (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b, Brant et al. 2006). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 sind nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013) und die Vorkommen möglicherweise zurückgehend. In der intensiv genutzten Ackerlandschaft kann sich die Art aber gut halten (Sebald et al. 1996b) und tritt als Ackerunkraut in Winterweizen, Wintergerste,

Winterweizen, Sommergerste, Zuckerrübe, Mais, Winterraps, Senf, Sonnenblume, Erbse, Mohn, Kümmel und Luzerne in Erscheinung (Tschechische Republik, Brant et al. 2006).

*Aristolochia clematitis* (Aristolochiaceae): Das ursprüngliche Areal liegt im südöstlichen Mittelmeergebiet, ostwärts bis Südrussland, Kleinasien und im Kaukasus (Holubová & Slavíková 1964, Sebald et al. 1990a, Lohmeyer & Sukopp 1992, Schneider et al. 1994). In Weinbaugebieten Mitteleuropas als alte Heilpflanze verwildert (Ludwig 1989, Sebald et al. 1990a), auch Kulturbegleiter (Hegi 1981) und als Zierpflanze genutzt (Bettinger et al. 2013). Seit dem Mittelalter (Sebald et al. 1990a, Schneider et al. 1994) an zahlreichen Stellen eingebürgert (Hegi 1981). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise 1548 in der Umgebung von Bonn, wo die Art in Hecken der Weinberge vorkam (Turner 1548). Zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912, Haug 1915). Bei aktuellen Funden ist die Einbürgerungszeit aus gepflanzten Vorkommen vielfach nicht mehr feststellbar (Bettinger et al. 2013). In Deutschland großräumig verbreitet, vor allem im Thüringer Becken, im Süddeutschen Stufenland sowie entlang von Rhein und Elbe (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) besiedelt Gebüsche und Gehölze der Offenlandschaft sowie Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfuren, oft im Bereich von Weingärten, besonders an Mauern und angrenzenden Gebüschen (Sebald et al. 1990a), auch in Tieflandauen wie im Ulmenauenwald (Hegi 1981). Die Vorkommen sind vielerorts zurückgehend (Kästner et al. 2001) und die Art wird als V „Vorwarnliste“ bewertet (Metzing et al. 2018).

*(Neobiota) Armoracia rusticana* (Brassicaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im Don-Wolgau-Gebiet (Hegi 1986). Meerrettich wurde als Gemüsepflanze eingebbracht und wird seit dem 12. Jh. als Kulturpflanze in Mitteleuropa angebaut (Hegi 1986). Wird von Tokarska-Guzik et al. (2010) für Polen als Archäophyt bewertet. In Deutschland von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002), Bettinger et al. (2013) und Metzing et al. (2018) als eingebürgerter Neophyt eingestuft, denen hier gefolgt wird. Sehr wahrscheinlich vor 1492 nicht dauerhaft wild lebend etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. In Baden-Württemberg von Fuchs 1542 wild bei Tübingen nachgewiesen (Sebald et al. 1990b). Vor allem auf grasbewachsenen Straßen- und Wegrändern, an Böschungen, in Ruderalfuren auf Schuttplätzen, an Flussufern, auch in Wiesen (Sebald et al. 1990b).

*(Indigen) Arrhenatherum elatius* (Poaceae): Im Bezugsgebiet nach Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Metzing et al. (2018) einheimisch. Durch Müller et al. (2021) als Archäophyt mit „lokal heimisch?“ bewertet. In Polen wurde die Art früher als Neophyt, aktuell jedoch als Archäophyt bewertet (Pyšek et al. 2012). Nachweise von Karyopsen liegen in der Tschechischen Republik aus der Mitte des 10. Jh. vor (Pyšek et al. 2012). Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft werden; die Art wird hier vorläufig als einheimisch geführt.

*Artemisia absinthium* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich in Westasien (Lohmeyer & Sukopp 1992), von Südsibirien und Kaschmir bis in das Mittelmeergebiet (Hegi 1987). Die vermutlich regelmäßig verwilderte Arznei- und Gewürzpflanze (Sebald et al. 1996b) soll bereits von den Ägyptern verwendet worden sein, sodass es möglich ist, dass die auch den Kelten bekannte Heilpflanze bereits in der Bronzezeit nach

Mittel- und Westeuropa gelangt ist (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweislich aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Boomburg/Hatzum, Kr. Leer (Willerding 1986) bekannt und im 9. Jh. in feldmäßigen Kulturen in Süddeutschland, z.B. in Klostergärten am Bodensee angebaut (Sebald et al. 1996b). Erstmals erwähnt von Turner (1548) als häufig in Deutschland, liegen auch Nachweise von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977) und von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm vor (Schinnerl 1912). In Deutschland großräumig aber zerstreut vorkommend, mit einem Schwerpunkt der Vorkommen im Nordostdeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Die Art besiedelt Ruderalstellen in Siedlungsnähe, Ödland, z.B. an Wegrändern, Mauern, Geflügel-, Klein- und Großviehweiden, vom Meerstrand bis zu den Buschweiden und Lawinenrungen der Zentralalpen (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Wenige Fundorte sind nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), die Art scheint aber in einigen Bundesländern zurückgehend.

(*Neobiot*) *Artemisia pontica* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal liegt in südosteuropäischen und westasiatischen Steppengebieten, ostwärts bis Westsibirien und Nordkasachstan verbreitet (Sebald et al. 1996b). Als Heil- und Gewürzpflanze in Bauerngärten genutzt, auch in Botanischen Gärten, z.B. Erfurt, gepflanzt (Hegi 1987). Mindestens seit dem 16. Jh. in Deutschland, z.B. in der Lausitz, angebaut (Sebald et al. 1996b). Von Bettinger et al. (2013) und Metzing et al. (2018) als etablierter Neophyt eingestuft, denen hier gefolgt wird. Durch Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt bewertet, der möglicherweise einheimisch ist. Erstmals bei Tübingen von Gesner 1561 erwähnt (Sebald et al. 1996b), zudem Nachweis von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912). Sehr zerstreute Vorkommen der kleinräumig verbreiteten Art vor allem in Sachsen-Anhalt und entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse (Bettinger et al. 2013). Auf trockenen, basenreichen und steinigen Böden, in Weinbergen, an Burghügeln, Lösshängen, auf Schotterplätzen und in ruderalisierten Trockenrasen vorkommend (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Zahlreiche Fundorte sind nach 1950 nicht bestätigt worden (Bettinger et al. 2013).

*Asparagus officinalis* (Asteraceae): Ursprünglich vermutlich aus dem östlichen Mittelmeerraum stammend (Körber-Grohne 1994), die Herkunft ist aber umstritten (Wisskirchen & Haeupler 1998, Lohmeyer & Sukopp 1992). Nach Bettinger et al. (2013) ist die Bewertung als Archäophyt oder Neophyt nicht zuverlässig möglich. Hier wird die Art aufgrund der Nutzung und der historischen Angaben als Archäophyt bewertet. Die Art wird seit dem griechischen Altertum kultiviert (Sebald et al. 1998a) und auch offizinell verwendet (Körber-Grohne 1994). Eine Einbringung während der Römischen Kaiserzeit ist denkbar. Von Albertus Magnus (1200-1280) wird Sparagus genannt, wobei unsicher ist, ob es sich um *Asparagus officinalis* handelt. Wahrscheinlich ist die Art im Laufe des hohen und späten Mittelalters von Mönchen nach Deutschland gebracht worden (Körber-Grohne 1994). Verwilderter Spargel wird von Fuchs 1532 erwähnt (Körber-Grohne 1994), Belege sind von Harder 1574-1594 aus der Umgebung von Ulm vorhanden (Schinnerl 1912). Die Art ist großräumig verbreitet, Vorkommen sind vor allem im Nordostdeutschen Tiefland, in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland bekannt (Bettinger et al. 2013). Sie wächst auf trockenen Löss- und Sandböden, in Halbtrockenrasen, in Pfeifengraswiesen, an Böschungen, in Sandrasen, in Küstendünen, an Flussufern, und auf Schuttplätzen (Sebald et al. 1998a, Körber-Grohne 1994). Die Vorkommen sind stabil.

*Asperugo procumbens* (Boraginaceae): Die Art stammt wahrscheinlich aus den Gebirgen Westasiens und Osteuropas (Hegi 1975e) und aus Westsibirien (Weeda 1987). Aufgrund der Klettverbreitung wurde sie wahrscheinlich unabsichtlich mit Nutztieren eingebracht (Weeda 1987). Die Art ist typisch für alte Burgenanlagen (Brandes 1996) und ist möglicherweise eine verwilderte Heilpflanze (Hegi 1975e, Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Im Altmühlthal und dem Nördlinger Ries kam sie besonders dort vor, wo sich jungpaläolithische und mesolithische Siedlungsfundplätze häufen (Otte 1989). Im Donautal befinden sich die meisten Vorkommen am Eingang von Grotten, die vermutlich schon während des Neolithikums unter anderem als Zuflucht- und Lagerstätten genutzt wurden (Rebholz 1931 in Sebald et al. 1996a). Erstnachweis von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977), später von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). In Deutschland großräumig, aber zerstreut verbreitet (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst auf nährstoffreichen Lehmböden, Kleinvieh- und Wildlägern, oft unter überhängenden Felsen (Felsbalmen), hier in Pioniergesellschaften (Otte 1989), an Stadeln, Ställen und Ruinen, Schanzen, auf Misthaufen, in Wintersaaten, auf Schutt, in Unkrautfluren entlang von Wegen und Mauern (Hegi 1975e, Sebald et al. 1996a), auf sandigen Deichen, vor allem Wälle entlang von Äckern, Straßen, Mühlen und Hecken (Niederlande, Weeda 1987). Viele Fundorte wurden nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), in der Regnitz wurde zwischen 1983 und 2009 ein Rückgang von circa 50 % der Fundorte festgestellt (Fürnrohr & Hoffmann 2009). Möglicherweise wird die Art auch durch Trittschäden von Kletterern beeinträchtigt (Sebald et al. 1996a, Fürnrohr & Höcker 2015). Die Art wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Asperula arvensis* (Rubiaceae): Wahrscheinliches Ursprungsgebiet ist Südosteuropa (Sebald et al. 1996a), Nordafrika und Vorderasien (Hegi 1918). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde mit dem Getreideanbau aus dem Mittelmeerraum nach Mitteleuropa verschleppt (Sebald et al. 1996a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise liegen aus dem mittleren bis spätem Neolithikum bei Burgliebenau/Merseburg vor (Natho 1957, Willerding 1986), zudem aus dem gleichen Zeitraum (ca. 3000 v. Chr.) bei Hochdorf-Eberdingen (Küster 1985b). Subfossile Nachweise sind ca. 5500 v. Chr. bei Herrenberg dokumentiert (Sebald et al. 1996a). Nachweise von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912). Die Vorkommen waren vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland konzentriert (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit aktuell mit 0 „Ausgestorbene oder verschollene Art“ eingestuft (Korneck et al. 1996, Metzing et al. 2018), der letzte Nachweis in Deutschland erfolgte 1999 (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst in Wintergetreide-Beikrautfluren basen- und nährstoffreicher, oft tonreicher Böden aus Kalk oder basisch verwitternden Vulkaniten (Welk 2001), auch in Getreidebrachen und Weinbergen. Sie ist eine typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands ist zu vermuten, doch ist die Datenlage ungenügend (Metzing et al. 2018).

*(Neobiot) Astragalus onobrychis* (Fabaceae): Eine pontisch-mediterrane Art mit Verbreitung im Altai, Südsibirien, Turkestan, Süd- und Mittelrussland bis zum Kaukasus, Kleinasien, Balkanländer, Galizien und Südpolen (Hegi 1995). Regelmäßig verwildernde Nutz- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002). Gilt als Neophyt, möglicherweise regional etabliert (Wisskirchen & Haeupler 1998). Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht aufgeführt.

Frühere, vereinzelte Vorkommen liegen aus dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland vor (Bettinger et al. 2013). Die Art besiedelt Löss, Kalkschutt, und Geröll (Hegi 1995).

(*Neobiot*) *Atriplex hortensis* (Chenopodiaceae): Das Ursprungsgebiet ist wahrscheinlich der Orient, das mittlere Asien (Hegi 1979a) und eventuell die Bergländer Indiens (Emmerling-Skala 2000). Sie wurde von den Römern als Kulturpflanze eingebracht und als Blattgemüse verwendet (Körber-Grohne 1994), z.B. ist der Anbau 1793 in der Umgebung von Bautzen bekannt (Otto & Hempel 2009), in Russland wurde die Art auch als Färbepflanze genutzt (Hegi 1979a). Nachweise liegen aus dem 1. Jh. n. Chr. in der Umgebung einer römischen Garküche im alten Bäderviertel von Baden-Baden vor (Stika 1996, Emmerling-Skala 2000). Weitere Nachweise (Fruchthüllen und Samen) aus der Römerzeit im Ostkastell von Welzheim in einem ehemaligen Brunnen zwischen Garten-, Küchen- und anderen Abfällen (Körber-Grohne 1994). Nachweis von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm (Schorler 1908). Es ist unbekannt, ob sich die Art nach Abzug der Römer nach 260 n. Chr. in Deutschland gehalten hat (Körber-Grohne 1994), sie wurde aber seit der Römerzeit, mit einer Nachweislücke im frühen Mittelalter, in Deutschland bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts angebaut (Emmerling-Skala 2000). Aktuelle Vorkommen gelten als neophytisch (Bettinger et al. 2013, Klotz et al. 2002). In einjährigen Ruderalgesellschaften zerstreut und unbeständig vorkommend (Bettinger et al. 2013). Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht aufgeführt. Es liegen keine detaillierten Angaben zum Ausbreitungsverlauf vor, doch wurden viele Fundorte nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013).

*Atriplex oblongifolia* (Chenopodiaceae): Ursprünglich südöstliches Europa (Baschant 1955) und Westasien mit pontisch-pannonischer Hauptverbreitung (Hegi 1979a). Wahrscheinlich wurde die Art als Saatgut- und Transportbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Metzing et al. (2018) als Neophyt bewertet. Vermutlich ist die Art in Teilen der östlichen Bundesländer Archäophyt und in den übrigen Regionen Neophyt (Bettinger et al. 2013). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. In Baden-Württemberg von Griesslich 1836 bei Mannheim gemeldet, vielleicht ist auch die Angabe von Succow 1821 hierherzustellen (Sebald et al. 1990a). Die Art kommt in Deutschland vor allem im östlichen Norddeutschen Tiefland und in der östlichen Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013) auf trockenen, nährstoffreichen Böden (Sebald et al. 1990a), in Ruderalfluren, an Wegen, und auf Schutt- und Trümmerplätzen vor (Hegi 1979a). Sie scheint sich aktuell weiter auszubreiten (Bettinger et al. 2013).

*Atriplex patula* (Chenopodiaceae): Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet liegt möglicherweise in Teilen Europas und in Westasiens (Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und ist im nördlichen Arealteil (z.B. in Mecklenburg-Vorpommern) Archäophyt (Kästner et al. 2001). Ob die Art weiter südlich möglicherweise einheimisch ist (vgl. Wisskirchen & Haeupler 1998), ist offen und sollte überprüft werden. Aufgrund der Einbringungsweise, der Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. Ältester archäologischer Nachweis aus dem Mesolithikum beim Lagerplatz Moosburg/Federsee (Willerding 1986), zudem sind Funde aus der Römerzeit in Baden-Württemberg bekannt (Stika 1996). Nachweise von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912, Haug 1915). In Deutschland verbreitet, in den Alpen zerstreut

(Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) wächst auf frischen Lehmböden (Sebald et al. 1990a) in Hackunkraut- und Ruderalfluren, in Gärten, auf Äckern, Schutt- oder Müllplätzen, an Wegen, selten auch in Flussufer-Unkrautgesellschaften (Hegi 1979a).

*Atriplex rosea* (Chenopodiaceae): Das Ursprungsgebiet dieser mediterran-kontinentalen Art liegt in Südeuropa und Westasien (Sebald et al. 1990a, Ullmann & Bannister 1991). Mögliche Einfuhrvektoren sind nicht bekannt. Die Art ist in Teilen von Süd- und Ostdeutschland nach Bettinger et al. (2013) Archäophyt, denen hier gefolgt wird. In anderen Gebieten Neophyt, meist nur unbeständig (Bettinger et al. 2013). Ob die Art möglicherweise einheimisch ist (vgl. Wisskirchen & Haeupler 1998), ist offen und sollte überprüft werden. Lokal 1787 in Berlin an Ruderalplätzen nachgewiesen (Willdenow 1787). In Deutschland liegen die Vorkommen vor allem im Thüringer Becken, zerstreut an Weser und Rhein (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst in Ruderalfluren an Wegen und trockenen Plätzen (Hegi 1979a), an Gleisstandorten und Bahnhöfen (Ullmann & Bannister 1991). Wurde die Art in der Nachkriegszeit häufiger für die Trümmerflora der Städte angegeben, ist sie seit 1960 in Mitteleuropa stark im Rückgang begriffen, tritt allerdings in jüngster Zeit in Deutschland wieder häufiger auf, und wird vor allem auf Bahnhöfen gefunden (Brandes 1983, Ullmann & Bannister 1991). Sie wird in der Roten Liste bundesweit als ‚Gefährdet‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Atriplex sagittata* (Chenopodiaceae): Ursprüngliches Areal möglicherweise in Südosteuropa, Orient (ohne Nordafrika) sowie Zentralasien bis in das südliche Westsibirien (Hegi 1975a). Vermutlich tritt die Art in Teilen der östlichen Bundesländer als Archäophyt auf, sonst jedoch als Neophyt, der vielfach etabliert ist (Bettinger et al. 2013). Mögliche Einfuhrvektoren sind nicht bekannt. Nachweise aus dem frühen Mittelalter liegen aus der ehemaligen Tschechoslowakei und dem aus dem hohen und späten Mittelalter für Polen vor (Willerding 1996). Nachweise in Baden-Württemberg 1822 bei Stuttgart (Sebald et al. 1990a). In Deutschland liegen die Vorkommen vor allem im östlichen Norddeutschen Tiefland, in der östlichen Mittelgebirgsschwelle sowie im Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Die Art wächst in ruderalen Unkrautfluren auf nährstoffreichen Rohböden an Wegen, im Spülsaum der Flussufer, auf Schuttplätzen und an Autobahnen (Hegi 1975a, Hard 1986, Sebald et al. 1990a). Es gibt keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung.

*Aurinia saxatilis* (Brassicaceae): Die Art weist eine ostmediterrane (gemäßigt kontinentale) Verbreitung auf (Melzer & Barta 2001) und wird teilweise als eingebürgerter Neophyt eingestuft (Wisskirchen & Haeupler 1998). Die Art wird hier aufgrund der Nutzung als Gartenpflanze und das Vorkommen an mittelalterlichen Burgen als Archäophyt bewertet. Die Art ist eine häufig gepflanzte Steingartenpflanze (Sebald et al. 1990b), die in verschiedenen Sorten auftritt (Hegi 1986). In Deutschland großräumig verbreitet, Vorkommen sind vor allem im Süddeutschen Stufenland und im Thüringisch-Sächsischen Mittelgebirge bekannt (Bettinger et al. 2013). Sie wächst in Felsspalten- und Felsbandgesellschaften, in kontinentalen Felsfluren, und in lückigen Steppenrasen (Hegi 1986) sowie verwildert in der Nähe von Gärten (Sebald et al. 1990b) und Burgenanlagen. Sie wird in der Roten Liste bundesweit als ‚Gefährdet‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Avena fatua* (Poaceae): Die Herkunft der Art liegt vermutlich in der gemäßigten Zone Asiens bis zur Mongolei (Körber-Grohne 1994), sie gilt als ursprünglich ostsubmediterranes Florenelement mit Verbreitung in Vorderasien und Sibirien (Sebald et al. 1998a). Sie wurde vermutlich mit dem

Getreideanbau eingeschleppt (Körber-Grohne 1994), und ist zudem in Leinsaat enthalten (Müller 1950). In Zentraleuropa Archäophyt (Kästner et al. 2001). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise bei Hochdorf-Eberdingen datieren mit ca. 3000 v. Chr., aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Ebenfalls aus dem mittleren und späten Neolithikum liegen Nachweise bei Salzmünde vor (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz dokumentiert (Rauschert 1977). Die Art ist in Deutschland großräumig verbreitet, in den Alpen sowie im östlichen und südwestlichen Norddeutschen Tiefland ist sie seltener (Bettinger et al. 2013). Die Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) wächst in Getreidefeldern, auch ruderal, z.B. auf Schuttplätzen und Bahnhöfen (Hegi 1998). Nimmt durch Herbizideinsatz an Häufigkeit zu (Kästner et al. 2001).

(*Neobiot*) *Avena sativa* (Poaceae): Die Art entstand entweder aus *A. fatua* und/oder aus *A. sterilis*. Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und im Nahen Osten (Sebald et al. 1998a). Die verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002) ist in Baden-Württemberg seit dem 10 Jh. v. Chr. (Ende der Bronzezeit) subfossil nachgewiesen (Sebald et al. 1998a). Von Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Die Art ist in Deutschland zerstreut vorhanden und besiedelt Schuttstellen, Wege und Straßenränder (Hegi 1998). Gilt nach Hand et al. (2004) in mehreren Bundesländern als unbeständig und in Bayern als sich etablierend. Von Metzing et al. (2018) wird die unbeständige Art nicht gelistet. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Es sind keine detaillierten Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden, möglicherweise ist sie in Ausbreitung begriffen (Bettinger et al. 2013).

*Avena strigosa* (Poaceae): Die Art gilt als Archäophyt (Klotz et al. 2002), das ursprüngliche Areal ist nicht bekannt. Die verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002) wurde früher stellenweise angebaut und häufig auch als Unkraut in Saat-Hafer Feldern gefunden (Hegi 1998). Die Art ist in Deutschland kleinräumig und zerstreut verbreitet (Hand et al. 2024); sie wird in der Roten Liste bundesweit als D „Daten unzureichend“ geführt, eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, doch sind die Daten ungenügend (Metzing et al. 2018).

*Ballota nigra* (Lamiaceae): Die Herkunft liegt wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und in Vorderasien bis Nordpersien, und reicht bis zu den unteren Donauländern, wirklich ursprünglich vielleicht nur in den Südalpen und im pannonicischen Gebiet (Hegi 1975f). Sowohl die Unterart *nigra*, die insgesamt östlicher verbreitet ist, als auch die westlicher verbreitete Unterart *meridionalis* (Bettinger et al. 2013), sind im Orient einheimisch (Hegi 1975f) und gelten als Archäophyten (Lohmeyer & Sukopp 1992, Wisskirchen & Haeupler 1998, Klotz et al. 2002, Müller et al. 2021). Als Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002) eingebracht, zudem Kulturrelikt und früher als Heilpflanze verwendet, in Häfen mit Ballast eingeschleppt, neuere Einschleppung z.B. mit ungarischem Rotklee (Hegi 1975f). Subfossile Nachweise aus dem 40. Jh. v. Chr. bei Hornstaad (Rösch 1985, Sebald et al. 1996a), später aus der Römischen Kaiserzeit bei Boomburg/Hatzum/Ems, wahrscheinlich bei Aachen, bei Butzbach/Hessen und bei Irrel/Bittburg-Prüm (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977) dokumentiert, zudem von Harder 1574-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schorler 1908, Schinnerl 1912). Die Unterart *nigra* ist im gesamten Bezugsgebiet weit verbreitet, weniger häufig z.B. im Nordwestdeutschen Tiefland, dem Alpenvorland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Die Unterart *meridionalis* wird von Metzing et al. (2018) auf der Vorwarnliste geführt. Standorte sind in Hecken, an Zäunen, an schattig feuchten Mauern, Straßenrändern, auf Schutt- und Misthaufen, besonders

in Dörfern, seltener auch weiter von Siedlungen entfernt (Hegi 1975f), auch in natürlicher Vegetation von Moränenkliffs (Lohmeyer & Sukopp 1992 ff.). Der Ausbreitungsverlauf ist zurückgehend, zahlreiche Fundorte der Unterart *nigra* nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013).

*Bellis perennis* (Asteraceae): Ursprünglich im (nördlichen) Mittelmeergebiet (Hegi 1979b, Sebald et al. 1996b). Die Art konnte sich erst nach Schaffung neuer, lichtöffnener Biotope wie Weiden und Wiesen in Mitteleuropa ausbreiten (Sebald et al. 1996b) und ist eine verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die nachweislich um 1485 als Heilpflanze verwendet wurde (Hegi 1979b). Sekundär auch durch Grasansaaten und durch Transport von Heu verbreitet (Hegi 1979b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus dem 2.-3. Jh. n. Chr. bei Rainau-Buch (Stika 1993 in Sebald et al. 1996b), und aus der Römerzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912) nachgewiesen. In Deutschland nahezu überall vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte beispielsweise in Fettweiden, Wiesen und Parkrasen (Hegi 1979b). Es gibt keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung.

*Bromus arvensis* (Poaceae): Ursprünglich eurasiatisch-mediterranes Florenelement mit kleineren Arealen in Vorderasien und im Kaukasus (Sebald et al. 1998a) und mit Getreidesaatgut eingebracht (Körber-Grohne 1990), in neuerer Zeit manchmal im Vogelfutter (Müller 1950). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Aus dem Frühneolithikum, im 55. Jh. v. Chr. nachgewiesen (Piening 1989), später aus Grabkammern der Bronzezeit ca. 500 v. Chr. bei Eberdingen-Hochdorf (Körber-Grohne 1985) bekannt. Von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977) nachgewiesen, auch von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll erwähnt (Sebald et al. 1998a). Zerstreut in gesamten Gebiet Deutschlands vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte in Getreide-Unkrautfluren insbesondere von Wintergetreide, häufiger auf Ödland, an Straßenrändern und auf Eisenbahngelände, auch als Begleiter in Luzernefeldern (Sebald et al. 1998a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die Vorkommen in Feldern sind wahrscheinlich aufgrund intensiver Landwirtschaft zurückgegangen (Sebald et al. 1998a). Die Art wird bundesweit in der Kategorie V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Bromus commutatus* (Poaceae): Ursprünglich ein submediterranes bis subatlantisches Florenelement mit Vorkommen vom Balkan bis zum Kaukasus (Sebald et al. 1998a). Die Art wurde wahrscheinlich mit anderen Kulturpflanzen eingebracht (Körber-Grohne & Piening 1979). Fossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit zwischen 150 und circa 260 n. Chr. bei Bondorf (Körber-Grohne & Piening 1979). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg bei Heidelberg und Mannheim von Dierbach 1819 mit „in agris inter segetes“ angegeben (Sebald et al. 1998a). Die Art ist in Deutschland großräumig, jedoch insgesamt weniger weit verbreitet, mit Schwerpunkt in Teilen der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und entlang der Küsten (Bettinger et al. 2013). Standorte sind auf Äckern besonders unter Klee, Luzerne und Esparsette (Hegi 1998), in Getreidefeldern (Frühauf & Raehse 1999) wahrscheinlich die Unterart *decipiens* (Scholz 2003), zudem an Wegen und Böschungen (Willerding 1986), auch in Halbtrockenrasen und gelegentlich in Wiesen frischer Standorte (Sebald et al. 1998a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche

Vorkommen nicht nach 1950 nachgewiesen (Bettinger et al. 2013). Die Unterart *commutatus* wird bundesweit in der Kategorie V ‚Vorwarnliste‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Bromus grossus* (Poaceae): Das Verbreitungsgebiet ist auf Mitteleuropa (Südost-Belgien, Luxemburg, Nordfrankreich, Süddeutschland, Nord- und Mittelitalien, Österreich, Tschechische Republik, Nordwest-Schweiz und Slovenien) beschränkt (Hügin 2004, Gygax et al. 2011). Die Art hat sich wahrscheinlich aus *B. commutatus* in den Ardennen entwickelt (Sebald et al. 1996a). Sie gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde zudem mit Getreidesaatgut eingebracht (Schneider et al. 1994). Von Klotz et al. (2002) und von Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Durch Wisskirchen & Haeupler (1998) als Neophyt eingestuft. Kleinräumiges Vorkommen in Deutschland, vor allem in der Schwäbischen Alp, viele frühere Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland aktuell nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Früher fast ausschließlich als Begleiter in Dinkel (Hegi 1998, Hügin 2004), aktuell in Dinkel und auch in Winterweizen und Raps (Käsermann & Moser 1999), zudem auf Schuttplätzen (Hegi 1998) und in Ackerbrachen (Sebald et al. 1998a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Rückgang durch verbesserte Saatgutkontrolle, Sortenzüchtung, veränderte Bewirtschaftung (tiefere Bodenbearbeitung, Herbizide, Düngung) und durch den Wechsel von Dinkel auf andere Getreidesorten (Käsermann & Moser 1999). Die Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdet‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Die Verantwortlichkeit Deutschlands wird als besonders hoch eingestuft (Metzing et al. 2018), zudem wird die Art auf der IUCN Roten Liste vermerkt (Gygax et al. 2011).

*Bromus secalinus* (Poaceae): Ursprünglich im südlichen Mitteleuropa (Kästner et al. 2001). Die Art ist mit der Einführung des Ackerbaus als Unkraut oder Nahrungspflanze auf den Getreidefeldern Europas durch menschliche Selektion durch introgressive Hybridisierung aus *B. commutatus* und *B. racemosus* oder in Abänderung der wilden Stammformen entstanden (Schneider et al. 1994, Sebald et al. 1998a). Möglicherweise auch durch Verunreinigung von Getreidesaatgut eingeschleppt. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Die Art wurde seit der Steinzeit bis weit in das 19. Jh. hinein auch als Nahrungsmittel genutzt (Schneider et al. 1994, Kästner et al. 2001) und im Neolithikum angebaut (Körber-Grohne 1990). Bei Ulm und Stuttgart aus dem Frühneolithikum, im 55. Jh. v. Chr. nachgewiesen (Gregg 1989 in Sebald et al. 1998a), zudem bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht und mit ca. 3000 v. Chr. datiert wurde (Küster 1985b). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), auch von Harder 1574-76 in der Umgebung von Ulm (Schorler 1908), sowie von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll genannt (Sebald et al. 1998a). Vorkommen in Deutschland mit Schwerpunkt in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Wintergetreide (Roggen und Weizen), auch auf Schuttplätzen und anderen Ruderalfesten (Hegi 1981). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Durch Veränderungen in der Bewirtschaftungsweise (Sukopp 1992) und durch Saatgutreinigung (Kästner et al. 2001) im Rückgang. Für die Unterart *billotii* wird eine Gefährdung angenommen, doch ist die Datenlage unzureichend (Metzing et al. 2018).

*Bromus sterilis* (Poaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich in den Karpaten, dem Kaukasus und Südwestasien, bis nach Zentralasien (Sebald et al. 1998a). Wahrscheinlich mit Saatgut eingeschleppt (Körber-Grohne 1990), in jüngerer Zeit auch mit Vogelfutter (Müller 1950). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Fossiler Nachweis aus dem 45. Jh. v. Chr. bei Endersbach (Piening 1982), zudem bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht und mit ca. 3000 v. Chr. datiert wurde (Küster 1985b). Aus der Linienbandkeramik des frühen Neolithikums bei Aldenhoven (unsicher), Lamersdorf (unsicher), Mengenich (unsicher), Garsdorf/Bergheim, Oekoven/Grevenbroich, Rödingen, Langweiler 2 und Bedburg-Garsdorf/Bergheim-Erft (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), auch von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll angegeben (Sebald et al. 1998a). Vorkommen in ganz Deutschland, weniger verbreitet im Gebiet der Nordseeinseln und Marschen sowie in den Alpen (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren an Wegrändern, Zäunen, Mauern, Böschungen, Bahndämmen, Felsen, in lückigen Wiesen, auch auf Feldern von Esparsette, Luzerne und Klee, unter Obstbäumen und in Weinbergen (Hegi 1998, Sebald et al. 1998a). Keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen des Ausbreitungsverlaufes vorhanden.

*Bromus tectorum* (Poaceae): Ursprünglich im östlichen Mittelmeergebiet (Lohmeyer & Sukopp 1992), zudem in Westasien, da als irano-turanisches (submediterranes bis kontinentales) Florenelement eingestuft (Sebald et al. 1998a). Die Art gilt als Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Fossile Nachweise aus dem 55. Jh. v. Chr. bei Bietigheim (Piening 1989 in Sebald et al. 1998a). Von Thal 1572-1577 im Harz genannt (Rauschert 1977). Fast im gesamten Bezugsgebiet vorkommend, mit Schwerpunkt im östlichen Norddeutschen Tiefland und der östlichen Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). In Unkrautgesellschaften vorwiegend als Kulturbegleiter in der Nähe von Dörfern und Städten, an Wegen und Dämmen auf trockenen Äckern und sandigem Ödland, in Kiesgruben (Hegi 1998), auch in Trocken- und Sandrasen (Sebald et al. 1998a). Keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen des Ausbreitungsverlaufes vorhanden.

*Bryonia alba* (Cucurbitaceae): Ursprüngliches Areal in Südosteuropa und Westasien (Lohmeyer & Sukopp 1992, Hegi 2008). Die Art wird in Österreich als einheimisch eingestuft (Essl & Rabitsch 2002). In Deutschland gilt sie als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), und wurde u.a. als Bewuchs an Lauben und Zäunen und als Arzneipflanze kultiviert (Hegi 2008). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1594 aus der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Vorkommen vor allem im Nordostdeutschen Tiefland, der östlichen Mittelgebirgsschwelle und dem östlichen Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte zerstreut in Hecken, Zäunen, in Gebüschen, und am Rande von Weinbergen (Hegi 2008). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden. Die Art ist durch Seltenheit potenziell bedroht (Sebald et al. 1990b) und wird in der Roten Liste bundesweit als V „Vorwarnliste“ geführt (Metzing et al. 2018).

*Buglossoides arvensis* (Boraginaceae): Ursprünglich orientalisch-mediterrane Steppen- und Halbwüstenpflanze, in Nord- und Westasien, Nordwestindien und Südrussland verbreitet (Hegi 1975e). Die Art ist Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und wurde mit Getreidesaatgut eingebracht (Schneider et al. 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Bergheim/Erf Kreis; in Bulgarien und Polen bereits aus dem Neolithikum belegt (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), später von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm nachgewiesen (Schorler 1908). In Deutschland großräumig verbreitet, vor allem im Süddeutschen Stufenland und Teilen des Nordwestdeutschen Tieflandes (Bettinger 2013). Standorte auf offenen trockenen, nicht zu sauren Böden, so in Unkrautfluren des Sommer- und Wintergetreides, auch in Hackfeldfruchtfeldern, in Weinbergen, an Wegrändern, Schuttplätzen, Dämmen, in lückigen Wiesen und Heiden (Hegi 1975e), auch in Ackerfluren angrenzenden Trockenrasen und Säumen (Dengler 1994). Rückgang bei mehrjähriger Brache und durch Intensivierung der Ackernutzung (Sebald et al. 1992b), so wurde die Art im Vergleich zu den 1950er nicht mehr im Feldinneren, sondern nur noch an den Ackerrändern gefunden (Leuschner et al. 2013). Sie wird in der Roten Liste bundesweit als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Bunium bulbocastanum* (Apiaceae): Ursprünglich im Mittelmeergebiet von Italien bis in das nördliche ehemalige Jugoslawien (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b). Die Art wurde früher wegen der als Gemüse essbaren und in der Heilkunde verwendeten Knollen angebaut, daher gehen die Vorkommen wahrscheinlich auf Verwilderungen zurück (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b). Um 1560 häufig in Deutschland angebaut (Hegi 1975d). In der neueren Zeit auch mit Luzerne-Saatgut eingebracht (Emmerling-Skala 2000). Wird teilweise als möglicherweise einheimisch bewertet (Wisskirchen & Haeupler 1998). Im westlichen Deutschland eventuell Archäophyt, im östlichen Deutschland unbeständiger und seltener Neophyt (Kästner et al. 2001). Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft werden; die Art wird aufgrund der Hinweise zum Areal, der Nutzungsgeschichte und der Standorte hier vorläufig als Archäophyt geführt. Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), mit Standorten in Äckern und Saatfeldern, an grasigen Hängen, in Weinbergen, auch in Rasenflächen (mit fremden Grassamen eingeschleppt) und vereinzelt auf Schutt und in Bahnhöfen (Hegi 1975d), aktuell vor allem in leicht ruderализierten Halbtrockenrasen (Sebald et al. 1992b). Der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist wahrscheinlich stabil, da zahlreiche Nachweise aus der Zeit nach 1980 vorliegen (Bettinger et al. 2013). Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Bupleurum rotundifolium* (Apiaceae): Ursprüngliches Areal ist wahrscheinlich der Vordere Orient (Kästner et al. 2001) bzw. Vorderasien (Hegi 1975d). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde mit Getreide eingebracht sowie um 1560 als Arzneipflanze in Gärten angepflanzt (Hegi 1975d). Nach Mitteleuropa wahrscheinlich während der Römerzeit eingebracht (Pinke 2004). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise für Deutschland aus dem frühen Mittelalter (600-1000) bei Tornow/Calau, wahrscheinlich jedoch früher eingebracht (Willerding 1986). Aus der frühen Bronzezeit in Feudvar/Serben belegt (Kroll 1997). Von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm genannt (Schorler 1908). In Deutschland großräumig verbreitet, Vorkommen meist in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in

Halmfruchtgesellschaften der Kalkäcker, auf trockenen Böden (Sebald et al. 1992b, Pinke 2004), auf Brachen, in Gärten, Weinbergen, an Wegen, Dämmen, Mauern, auf Schutt und um Getreidelagerhäuser (Hegi 1975d). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Rund die Hälfte der Vorkommen wurde nach 1950 nicht mehr nachgewiesen (Bettinger et al. 2013). Der Rückgang ist auf die Anwendung von Herbiziden zurückzuführen, wahrscheinlich weniger auf die verstärkte Düngung, und dürfte bereits um 1900 begonnen, dann vor allem in den Jahren um 1950 eingesetzt haben (Sebald et al. 1992b). Die Art wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Bupleurum virginatum* (Apiaceae): Ursprüngliches Areal liegt in Süd-Europa von der Iberischen Halbinsel bis zur Krim, in Südwestasien von Kleinasien bis Persien und in Nordafrika (Hegi 1975d), wobei *Bupleurum virginatum* und *B. gerardi* manchmal als getrennte Arten gesehen werden (Snogerup & Snogerup 2001). Die Art wurde möglicherweise mit Kreuzrittern eingeschleppt (Welk 2001), da die Vorkommen im Harz in der unmittelbaren Nähe von Burgenanlagen liegen (Herrmann 2006). Nachweis 1898 in den Hafenanlagen von Mannheim und 1910 von Ludwigshafen, wobei der Nachweis von Zimmermann 1907 in Mannheim äußerst zweifelhaft ist (Hegi 1975d). Drei Fundorte in Deutschland bekannt, im Allertal am Generalsberg bei Groß-Bartensleben (Hofman 2007) und im Selketal im nordöstlichen Harzvorland. Im Selketal war der Standort am „Bunten Fleck“ erloschen, hier wurde Saat aus Nachzuchten des Standortes auf der ehemaligen Burgenanlage „Alter Falkenstein“ eingebracht (Herrmann & Kison 2005). In Deutschland im Selketal auf einer ehemaligen Burgenanlage, auf Lössboden in einem offenen Gehölzbestand, mit einer Gesellschaft, die dem von anderen Burgruinen beschriebenen Alliario-Chaerophylletum temuli im Saumbereich der Gehölze gleicht (Herrmann 2006). Im Trockenrasen des Allertales steht Muschelkalk oberflächennah an, auch hier ist das Gebiet von einem Trockengebüsch umschlossen (Hofman 2007). Allgemein Vorkommen auf Äckern, Brachen und Steppen, trockenen Hügeln und in lichten Gebüschen (Hegi 1975d). Die Art wird bundesweit mit 1 „Vom Aussterben bedrohte Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018). In Europa nur wenige Vorkommen (Herrmann 2008), die Verantwortlich ist mit (!) „Besondere Verantwortlichkeit für hochgradig isolierte Vorposten“ bewertet (Metzing et al. 2018).

*Calendula arvensis* (Asteraceae): Ursprünglich submediterranes bis mediterranes Florenelement, das von den Kanarischen Inseln und Nordafrika bis Westasien zum Südiran und Syrien verbreitet ist (Schubert & Hilbig 1969). Die Art ist Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und in Mitteleuropa und im Mittelmeergebiet typisch für Weinbaugebiete (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Die Art wurde als Heilmittel verwendet (Hegi 1987). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus dem 6. Jh. v. Chr. bei Villingen (Körber-Grohne & Wilmanns 1977). Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm nachgewiesen (Schorler 1908). Aktuelle Vorkommen überwiegend am Rhein und seinen Nebenflüssen (Bettinger et al. 2013). Neuere Nachweise beruhen z.T. auf unbeständigen Einschleppungen oder Verwechslungen mit *C. officinalis* (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren, in Weinbergen, auf Brachen, an Ackerrändern und auch in Maisfeldern (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver

Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Vorkommen wurden nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 1 ‚Vom Aussterben bedroht‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(*Neobiot*) *Calendula officinalis* (Asteraceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im Mittelmeergebiet Südeuropas (Krausch 2003). Allerdings ist die Herkunft und Abstammung nicht restlos geklärt, zumal es nicht unmöglich erscheint, dass die Art einen Kulturabkömmling einer nicht näher bekannten Wildform darstellt (Hegi 1987). Möglicherweise stammt sie von *C. suffruticosa* ab, die hauptsächlich an den Küsten im westlichen Mittelmeergebiet verbreitet ist (Sebald et al. 1996b). Die Art wird als Kultur- und Zierpflanze insbesondere in Bauerngärten (Hegi 1987) und seit über 800 Jahren als Heil- und Zierpflanze angebaut (Sebald et al. 1996b). Von Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet, von Hand et al. (2024) als sich etablierende Art bewertet. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Archäologische Funde aus dem 14./15. Jh. n. Chr. bei Konstanz (Sebald et al. 1996b). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Mit regional unterschiedlicher Verbreitung zerstreut in ganz Deutschland (Bettinger et al. 2013). Vorkommen auf Schuttplätzen, an Wegrändern, Zäunen, auf Äckern und in Weinbergen (Hegi 1987). Es sind keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Camelina alyssum* (Brassicaceae): Das genetische Zentrum der Art ist in Vorderasien (Willerding 1969), doch ist sie durch unbewusste Selektion im Rahmen der Leinkultur aus *C. microcarpa*-Wildsippen entstanden (Welk 2001). Es handelt sich um einen Saatgutbegleiter (Klotz et al. 2002), der als Unkraut in Leinfeldern vorkommt (Sebald et al. 1990b), und rezent gelegentlich mit Vogelfutter eingeschleppt wird (Müller 1950). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Leindotter-Samen wurden in spätneolithischen Siedlungen in Mitteleuropa zusammen mit Leinsamen gefunden (Schlichtherle 1981, Sebald et al. 1990b). Weitere Samennachweise bei Erfurt datieren aus dem Ende der Bronzezeit (Hegi 1986), und in Baden-Württemberg aus der Römerzeit (Stika 1996). Wahrscheinlich von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912), der die Pflanze jedoch als *Scoparia* bzw. *Alyssum alyssoides* bezeichnet. Nur sehr wenige aktuelle Vorkommen, z.B. im östlichen Norddeutschen Tiefland, im Oberlausitzer Hügelland und im Deutschen Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Vorkommen in Ackerwildkrautgesellschaften von Leinfeldern (Hegi 1986). Früher auch in der Vegetation von Moränenkliffs (Lohmeyer & Sukopp 1992 ff.). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die Art wird bundesweit mit 0 ‚ausgestorben oder verschollen‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands ist zu vermuten, doch ist die Datenlage ungenügend (Metzing et al. 2018).

*Camelina microcarpa* subsp. *pilosa* (Brassicaceae): In Deutschland kommen *C. microcarpa* subsp. *pilosa* (= *C. microcarpa* subsp. *sylvestris*) und *C. microcarpa* subsp. *microcarpa* vor. *C. microcarpa* subsp. *pilosa* wird als Archäophyt eingestuft (Wisskirchen & Haeupler 1998, Klotz et al. 2002, Müller et al. 2021) und gilt nach Hand et al. (2024) im Bezugsgebiet als etabliert. Der Unterart *microcarpa*, wahrscheinlich auch der Unterart *pilosa*, entsprechende Stammformen dürften Steppenpflanzen in Südosteuropa und Westasien gewesen sein (Sebald et al. 1990b). Die Unterart *microcarpa* ist mehr kontinental verbreitet und weist ein östlicheres Verbreitungsgebiet als *C. microcarpa* subsp. *pilosa* auf (Eliáš 2003). Die Unterart *microcarpa*

kommt in Deutschland an nur sehr wenigen Stellen unbeständig, synanthrop vor (FloraWeb 2023). Die Unterart *pilosa* ist ein alter Begleiter des Ackerbaus (Sebald et al. 1990b). Später weitere Ausbreitung entlang von Eisenbahnen (Eliáš 2003). Nachweis von Samen von *Camelina sativa*, wahrscheinlich die Unterart *pilosa*, im Neolithikum (Bandkeramik-Siedlung von Agg Telek, West-Ungarn) (Hegi 1986). In der Tschechischen Republik archäobotanische Nachweise aus dem 10. Jh. (Pyšek et al. 2012). Aktuell kommt die Unterart *pilosa* vor allem im Norddeutschen Jungmoränengebiet, in der östlichen Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen vor (Bettinger et al. 2013). Standorte in Ackerwildkrautfluren vor allem in Wintergetreidefeldern (Hegi 1986). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). An der Ostsee auch in Vegetation der Moränenkliffe (Lohmeyer & Sukopp 1992 ff.). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), durch Intensivierungsmaßnahmen im Acker seltener geworden (Kästner et al. 2001). Die Unterart wird in der Roten Liste bundesweit als D „Daten unzureichend“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Camelina sativa* (Brassicaceae): Das Genzentrum liegt in Vorderasien (Willerding 1969). Früher wegen der ölfreichen Samen kultiviert. Die Stängel wurden zur Herstellung von Stubenbesen benutzt (Sebald et al. 1990b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweis von Samen von *Camelina sativa*, wahrscheinlich die Unterart *pilosa*, die aktuell zur *C. microcarpa* subsp. *pilosa* gestellt wird, im Neolithikum (Bandkeramik-Siedlung von Agg Telek, West-Ungarn) (Hegi 1986), weitere Nachweise der Art Ende der Bronzezeit bei Erfurt (Hegi 1986) und aus der Römerzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm genannt (Haug 1915). Wahrscheinlich in den Niederlanden bei Dordrecht im Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). Aktuell zerstreut, vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) in Ackerwildkrautgesellschaften, vor allem in Wintergetreidefeldern, auch an Schuttplätzen (Hegi 1986). Nach Kästner et al. (2001) nur unbeständig und rückläufig im Gebiet, nach Hand et al. (2024) in einigen Bundesländern etabliert. Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als D „Daten unzureichend“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(Neobiot) *Cannabis sativa* (Cannabaceae): Ursprüngliches Areal der Art ist wahrscheinlich Zentralasien (Krupinska 1997). Nach Essl & Rabitsch (2002) ist in Österreich die subsp. *sativa* neophytisch, die subsp. *spontanea* archäophytisch. Floraweb (2023) stuft *C. sativa* subsp. *spontanea* und subsp. *sativa* als in Einbürgerung befindliche Neophyten ein. Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Zu den ältesten Funden der Art, welche die Verwendung von Hanffasern in Europa belegen, gehört ein Seilstück aus Hanfbast aus einem Salzbergwerk bei Salzburg (800-400 v. Chr.) und ein Gewebefetzen aus dem Grabhügel des keltischen Fürsten von Hochdorf bei Stuttgart (etwa 500 v. Chr.) (Körber-Grohne 1994). Von Harder 1574-1576 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). In den Niederlanden bei Dordrecht aus dem Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). *Cannabis sativa* kommt zerstreut im gesamten Bezugsgebiet vor, die subsp. *spontanea* wurde im Berliner Raum und im Süddeutschen Stufenland nachgewiesen (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Äckern und in kurzlebigen Unkrautfluren. Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

(Indigen) *Capsella bursa-pastoris* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal liegt in Europa nördlich bis zum Nordkap und Island (Hegi 1986) und wahrscheinlich bis nach Westasien (Sebald et al. 1990b). Als Kulturbegleiter über die ganze Welt verbreitet, wurde auch als Heilpflanze verwendet (Hegi 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als einheimisch bewertet. Möglicherweise nur in Süddeutschland einheimisch, im Norden von Deutschland Archäophyt (Lohmeyer & Sukopp 1992ff., Müller et al. 2021). Subfossile Samen sind aus dem Neolithikum bei Niederwil bekannt (Schlichterle 1981), auch aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Bergheim/Erftkreis belegt (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). In ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), mit Vorkommen in natürlicher Vegetation (Lohmeyer & Sukopp 1992ff.), die meist häufig als Unkraut in Gärten, auf Äckern und Schuttplätzen, auf Mauern, an Wegen, auf Viehweiden und an Viehlägern und an Ufern wächst (Hegi 1986). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Carduus acanthoides* (Asteraceae): Ursprüngliches Areal im Kaukasus, Kleinasiens und im nördlichen Südosteuropa, z.B. Nordgriechenland (Lohmeyer & Sukopp 1992, Sebald et al. 1996b). Saatgutbegleiter (Sebald et al. 1996b), z.B. in Rotklee-Saat aus Russland (Hegi 1987). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Archäologischer Nachweis aus dem 2./3. Jh. n. Chr. bei Osterburken (Kiefer 1984 in Sebald et al. 1996b). Achänen-Funde aus der frühen Eisenzeit bei Biskupin/Polen (Willerding 1986). Noch ohne Bedeutung in den Klostergräften Karl des Großen um 800 n. Ch., jedoch verbreitet im 12. Jh. bei Hildegard von Bingen (Hegi 1987). In Deutschland liegt der Schwerpunkt der Verbreitung in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und Teilen des Alpenvorlandes (Bettinger et al. 2013). Standorte in staudenreichen, offenen Unkrautfluren an Weg- und Straßenrändern, an Schuttplätzen, an Dämmen, auf Holzschlägen, Ackerbrachen, Brandflächen, bei Ruinen, auf Getreideverladungsstellen, Gartenland, auf Weiden und teilweise in Auwäldern (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Die Art ist zurückgehend, zahlreiche Fundorte sind nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013).

*Carduus nutans* (Asteraceae): Mediterran-eurasisches Florenelement mit west- und zentraleuropäischem Verbreitungsschwerpunkt (Sebald et al. 1996b). Möglicherweise ursprünglich im Kaukasus und Westasien (Lohmeyer & Sukopp 1992). Nicht selten verschleppt (Hegi 1987). Möglicherweise nur in Nordeuropa gebietsfremd (Sebald et al. 1996b). Nach Lohmeyer & Sukopp (1992) Indigenat zweifelhaft. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt, möglicherweise einheimisch bewertet. Aufgrund der Hinweise zum Areal, der frühen Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet (vgl. Brandes 2021). Wahrscheinlich ist es notwendig Unterarten zu unterscheiden, da diese geographisch unterschiedlich verbreitet sind (Sebald et al. 1996b) und teilweise nur unbeständig auftreten (Müller et al. 2021). Es liegt ein unsicherer subfossiler Nachweis aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit bei Göttingen vor (Willerding 1986), sowie ein sicherer Nachweis aus dem 2. Jh. n. Chr. bei Walheim/Baden-Württemberg (Pühler 1990 in Sebald et al. 1996b). Von Thal 1572-1577 im Harz genannt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). *Carduus nutans* ist in Deutschland weit verbreitet, wobei die aktuelle Verbreitung der Unterarten variiert (Bettinger et al. 2013), die Datenlage ist jedoch ungenügend. Standorte sind Unkrautfluren an Wegen, auf Schuttplätzen,

Brachen, Heiden, in trockenen Föhrenwäldern, im Flussschotter, in Steinbrüchen, auf Magerrasen und Magerweiden (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). *Carduus nutans* ist insgesamt rückläufig, da viele Fundorte nicht nach 1980 bestätigt wurden, wobei der Ausbreitungsverlauf der Unterarten variiert.

*Castanea sativa* (Fagaceae): Ursprünglich wohl südwestasiatische Art (Kleinasien, Kaukasus) (Sebald et al. 1990a) bzw. Kolchis (östliches Schwarzes Meer) und evtl. nordöstlicher Mittelmeerraum (Lohmeyer & Sukopp 1992). Vielfach zur Gewinnung von Rebstützen und Rebpfählen in Form von Niederwäldern angepflanzt (Hegi 1981) und sehr wahrscheinlich von den Römern zusammen mit dem Weinbau nach Deutschland gebracht (Lang 1971). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg ist der Status der Art uneinheitlich: im Westen tritt sie als Archäophyt auf, in den östlichen Gebieten gilt sie als unbeständiger Neophyt (Bettinger et al. 2013). Frühe wilde Nachweise, z.B. 1799 im Künziger Tal bei Tübingen (Roth von Schreckenstein 1799). Großräumig in Deutschland verbreitet, vor allem im westlichen Teil der Mittelgebirgsschwelle und des Süddeutschen Stufenlandes (Bettinger et al. 2013). Standorte sind Wälder und Vorwälder, z.B. in lichten Eichenwäldern mit Schwerpunkt in Hainsimsen-Traubeneichenwälder und Hainsimsen-Buchenwäldern (Sebald et al. 1990a). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden, möglicherweise in Ausbreitung. In besonders warmen Jahren vermehrt Jungpflanzen in Gebieten, in denen die Art sonst nur kultiviert auftrat (Bettinger et al. 2013).

*Caucalis platycarpos* (Apiaceae): Ursprüngliches Areal im östlichen Mittelmeergebiet bis Persien (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b, Kästner et al. 2001). Mit Getreidesaatgut oder Getreide eingeschleppt (Hegi 1975d), eventuell auch Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Ein Beleg, der zu *Caucalis* sp. gestellt wird, im römerzeitlichen Brunnen von Irrel/Bidburg-Prüm (Willerding 1986). In Mitteleuropa während des Mittelalters eingebracht (Pinke 2004), z.B. Nachweise aus dem tschechoslowakischen Raum im Mittelalter (13. Jh.) (Opravil 1978). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 aus der Umgebung von Ulm gesammelt (Haug 1915). In Deutschland Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Halmfruchtgesellschaften und Brachen kalkreicher Böden, aktuell an Ackerrändern, niedrigwüchsigen bis offenen Stellen, gelegentlich vorübergehend auf Schuttplätzen (Korneck 1985, Sebald et al. 1992b). Typische Segetalart der Ackerkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Infolge von Saatgutreinigung, intensiver Stickstoff-Düngung der Äcker und damit verbundenem Fehlen offener Stellen, sowie des Einsatzes von Herbiziden im Rückgang (Sieben & Otte 1992, Sebald et al. 1992b). Die Art wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Centaurea cyanus* (Asteraceae): Ursprüngliches Areal im östlichen Mittelmeergebiet und westlichem Vorderasien (Hegi 1987, Hübl et al. 1996, Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und ist mit dem Getreideanbau eingebracht worden (Hübl et al. 1996). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Unsicherer subfossiler Nachweis bei Burgliebenau/Merseburg aus der Jungsteinzeit (Natho 1957). Im Norden Mitteleuropas aus der Weichsel-Kaltzeit sowie vermehrt in postglazialen Ablagerungen durch

Pollenfunde nachgewiesen. Die Pollenfunde setzen verstärkt nach der Einführung des Ackerbaus wieder ein, d.h. es erfolgte eine erneute Ausbreitung als Archäophyt mit dem Acker- und Getreidebau (Wagenitz 1953, Willerding 1986, Kästner et al. 2001). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm gemeldet (Schinnerl 1912). In Deutschland weit verbreitet, weniger häufig im nördlichen Norddeutschen Tiefland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Standorte in Ackerwildkrautfluren mit Schwerpunkt in Wintergetreide, auch in Kartoffel- und Rübenäckern oder Brachäckern, auch auf Schutt, wüsten Plätzen, bei Mühlen, an Feldwegen (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), durch Saatgutreinigung und Intensivierungsmaßnahmen regional zurückgehend (Kästner et al. 2001). Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(*Indigen*) *Cerastium brachypetalum* (Caryophyllaceae): Das geschlossene Verbreitungsgebiet dieser Art reicht von Südwesteuropa und Mitteleuropa, dem Mittelmeergebiet bis zur Krim und östlich bis Transkaukasien (Hegi 1979a). Diese Art könnte archäophytisch oder möglicherweise auch einheimisch sein (Wisskirchen & Haeupler 1998). Aufgrund der Hinweise zum Areal und der Standorte hier vorläufig als einheimisch bewertet. In nördlichen und südlichen Provinzen Deutschlands nachgewiesen (Sturm 1834). In Baden-Württemberg von Dierbach 1826 bei Rohrbach und von Gmelin in anderen Orten nachgewiesen (Sebald et al. 1990a). In Deutschland Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Standorte an grasigen, trockenen Hügeln, auf lückigen Grasplätzen und Sandfeldern, an Wegen, Böschungen und Erdanrisen, Bahndämmen, auf Mauern, Acker- und Gartenland (Hegi 1979a). Keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen des aktuellen Ausbreitungsverlaufs vorhanden.

(*Kryptogen*) *Cerastium glomeratum* (Caryophyllaceae): Ursprünglich möglicherweise nur mediterran verbreitet. Diese Art könnte archäophytisch oder möglicherweise auch einheimisch sein (Wisskirchen & Haeupler 1998). Durch Müller et al. (2021) als Neophyt bewertet. Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft werden; die Art wird hier als kryptogen bewertet. Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Archäologischer Nachweis aus dem späten Atlantikum bei Hornstaad/Bodensee (Rösch 1985, Sebald et al. 1990a). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). In ganz Deutschland vorkommend, im Süden und Nordostdeutschen Tiefland weniger verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), mit Standorten in Ruderal-, Hackunkraut- und Getreideunkrautfluren auf Ödland, Grasplätzen, an Weg- und Ackerrändern, auf Waldlichtungen, in Gärten und Weinbergen (Hegi 1979a). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden, viele Fundorte sind jedoch nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013).

*Cerinthe minor* subsp. *minor* (Boraginaceae): Ursprünglich vermutlich südosteuropäisch-westasiatisch verbreitet (Sebald et al. 1996a), in Südosteuropa, Südrussland, Kleinasien, Syrien, Persien und im Kaukasus (Hegi 1975e). Im Gebiet kommt nur die Unterart *minor* vor (Wisskirchen & Haeupler 1998), die als Ackerkulturbegleiter gilt (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Bislang ist die Art durch Makroreste aus dem hohen und späten Mittelalter nachgewiesen worden (Polen, Tschechische Republik; Willerding 1986). Die Unterart kommt vor allem in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland vor

(Bettinger et al. 2013), ist aber auf wenige Regionen beschränkt. Standorte sind auf trockenen, offenen Böden, in beweideten Heidewiesen, Brachäckern, auf Schuttplätzen, an Wald- und Wegrändern, in Getreideäckern, Klee- und Esparsetten-Feldern, in Weinbergen, Gräben, Hecken, an Rainen, Dämmen, in Waldschlägen (Hegi 1975e), auch in Halbtrockenrasen (Korsch 2008). Die Unterart ist wahrscheinlich zurückgehend, denn viele Fundorte wurden nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Unterart wird in der Roten Liste bundesweit als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Chaenorhinum minus* (Scrophulariaceae): Ursprüngliches Gebiet wahrscheinlich Südosteuropa (Hegi 1975f). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Häupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem 12./9. Jh. v. Chr. bei Hagnau/Bodensee (Rösch 1994, Sebald et al. 1996a), in den Niederlanden sind Makroreste aus Ablagerungen der letzten Eiszeit bekannt (Willerding 1986). Bei den Vorkommen im nördlichen Europa werden z.B. in Dänemark jüngere Einbringungen angenommen (Sebald et al. 1996a, Klotz et al. 2002). Die Art war schon zu Ausgang des Mittelalters weit verbreitet (Hegi 1975) und ist von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977). In Deutschland Vorkommen mit Schwerpunkt in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf trockenen, meist kalkhaltigen Rohböden in lückigen Unkrautfluren auf Hackfrüchtäckern und Halmfruchtgesellschaften, in Gärten, an Wegen, auf Schuttplätzen, in Geröllfluren und auf Flussschotter (Hegi 1975f). Wurde durch Gleisbeschotterung im 19. Jh. stark ausgebreitet (Hegi 1975f). Zahlreiche Fundorte sind nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang begriffen.

*Chenopodium album* (Chenopodiaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im westlichen Himalaja-Gebiet (Emmerling-Skala 2005) und in Zentralasien (Kästner et al. 2001). Die Art ist aktuell nahezu weltweit verbreitet (Uotila 1978). Gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), denn die Blätter wurden wie Spinat genutzt, und aus ihnen ein roter Farbstoff zum Färben von Leder gewonnen. Die mehlreichen Samen wurden in Notzeiten dem Brotteig beigemischt (Willerding 1986). Samen kommen als Verunreinigung in Saatgut von Hirse und Lein vor, vereinzelt auch in Sonnenblumensaft (Müller 1950). Die Art könnte nach Wisskirchen & Häupler (1998) archäophytisch oder möglicherweise auch einheimisch sein. Von Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet, denen hier aufgrund der Nutzungsgeschichte, der archäologischen Nachweise und der Standorte gefolgt wird. Mehrfach subfossile Nachweise aus dem frühen Neolithikum, so bei Aldenhoven, Bedburg-Garsdorf/Bergheim a. d. Erft, Böckingen, Garsdorf, Göttingen, Köln-Bocklemünd, Lamersdorf, Langweiler 2, Meckenheim, Oekoven, Rödingen, Tröbsdorf/Nebra (Willerding 1986), aus dem mittleren bis späten Neolithikum bei Eberdingen (Küster 1985b). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Vorkommen in ganz Deutschland, weniger weit verbreitet im Alpenvorland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), mit Standorten in Unkrautfluren der Sommerhackfrüchte und des Sommergetreides, in Ruderalfüruren, auf Brachen, Stoppelfeldern, in Gärten, auf Erdhaufen, Kiesplätzen, Misthaufen und an Wegrändern (Hegi 1979a). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden. Durch Stickstoffdüngung und bei Gülleausbringung gefördert, in Intensivkulturen bleibend (Kästner et al. 2001).

*Chenopodium ficifolium* (Chenopodiaceae): Das Areal der in Deutschland einzig vorkommenden Unterart *ficifolium* umschließt den gesamten Mittelmeerraum, den Nahen und Mittleren Osten ostwärts bis Persien sowie Turkmenistan, Usbekistan, das Hochland von Pamir und das südliche Sibirien (Hegi 1979a). Die Art wurde als Getreide- oder Verpackstroh-Adventive, seltener als Wollbegleiter eingebbracht (Hegi 1979a). Die Art könnte nach Wisskirchen & Häupler (1998) archäophytisch oder möglicherweise auch einheimisch sein. Aufgrund der Nutzungsgeschichte, der archäologischen Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Boomburg/Hatzum, Jemgumkloster/Ems, Jemgum-Oldendorp/Ems und Bergheim/Erftkreis. In der Schweiz Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). Vorkommen im gesamten Gebiet Deutschlands, vor allem entlang der Flüsse (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), mit Standorten in Ruderalfuren auf Mais-, Kartoffel- und Getreideäckern, Gemüsefeldern, auf Gartenland, an Flussufern, an Wegen, in Güterbahnhöfen, auf Hafenanlagen, bei Mühlen, in Hühnerhöfen (Hegi 1979a), auch an sandig-lehmigen Ufern (Sebald et al. 1990a). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Chenopodium foliosum* (Chenopodiaceae): Das Ursprungsgebiet liegt möglicherweise in Nordwestafrika, Spanien, Südosteuropa, und im Kaukasus bis Zentralasien (Sebald et al. 1990a), ist jedoch nicht mit Sicherheit genauer festzulegen (Hegi 1979a). Die Art gilt als verwilderte Nutz- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002), und wurde als Spinatgemüse verwendet (Hegi 1979a). Die Art wird in Deutschland bisher teilweise als eingebürgerter Neophyt bewertet (z.B. Bettinger et al. 2013, Metzing et al. 2018). Aufgrund der Nutzungsgeschichte, der archäologischen Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. Archäologischer Nachweis aus dem frühen Subboreal bei Wallhausen/Baden-Württemberg (Sebald et al. 1990a). Die Art wurde für das 14. Jh. in der Tschechischen Republik nachgewiesen (Pyšek et al. 2012), und in Deutschland von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Aktuell zerstreut vor allem in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte an Wegen und auf Schuttplätzen (Sebald et al. 1990a). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher im Rückgang begriffen, teilweise verschollen (Sebald et al. 1990a).

*Chenopodium glaucum* (Chenopodiaceae): Das Ursprungsgebiet der gebietsfremden Art ist nicht bekannt. Sie ist an die warmgemäßigten und gemäßigten Gebiete Eurasiens gebunden (Kästner et al. 2001). Mögliche Einfuhrvektoren sind nicht bekannt. Die Art könnte nach Wisskirchen & Häupler (1998) und Klotz et al. (2002) archäophytisch oder möglicherweise auch einheimisch sein. Nach Müller et al. (2021) sind Küstenstandorte möglicherweise einheimisch. Aufgrund der archäologischen Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus der Linienbandkeramik, frühes Neolithikum für Langweiler 2 (Willerding 1986). Wahrscheinlich von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), Synonymie jedoch unklar. In Baden-Württemberg von Duverney 1722 für Tübingen genannt (Sebald et al. 1990a). In Deutschland Vorkommen vor allem im Norddeutschen Tiefland, im Thüringer Becken sowie entlang der Flüsse (Bettinger et al. 2013). Zeigt nach Otte & Mattonet (2001) heute „bäuerliches Wirtschaften und Arbeiten“ in ländlichen Siedlungen an. Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), mit Standorten in

Ruderalfluren an Uferstellen, Häusern, Mauern, auf Dorfplätzen, auf Müllhaufen, auf und um Misthaufen, um Jauchegruben, bei Salinen, in Mee-resspülsaumfluren und in Zweizahnfluren (Hegi 1979a).

*Chenopodium hybridum* (Chenopodiaceae): Ursprünglich in Steppengebieten des kontinentalen Eurasiens verbreitet (Lohmeyer & Sukopp 1992, Kästner et al. 2001). Die Blätter sind als Gemüse genießbar und wurden auch als schmerzstillendes Mittel verwendet (Hegi 1979a). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit in Göttingen, in der ehemaligen Tschechoslowakei bereits in der frühen Bronzezeit (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912, Haug 1915). In Deutschland großräumig verbreitet, Vorkommen vor allem im Nordost-deutschen Tiefland, in der östlichen Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland und seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Ruderal- und Hackunkrautfluren (Hegi 1979a). Viele Fundorte wurden nach 1950 bzw. nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), regional stark zurückgegangen (Kästner et al. 2001).

*Chenopodium murale* (Chenopodiaceae): Das Entwicklungszentrum dürfte im Mittelmeergebiet und vor allem im Nahen und Mittleren Osten liegen (Hegi 1979a). Einschleppungen auf Eisenbahn- und Hafengelände zumeist durch Verpackungsmaterial der Südfrüchte, Getreideverunreinigungen, durch Baumwolle und Wolle (Hegi 1979a). In Notzeiten wurden die Samen mit Roggen vermischt zu Brot verbacken (Russisches Hungerbrot) (Hegi 1979a). Die Art könnte nach Wisskirchen & Häupler (1998) archäophytisch oder möglicherweise auch einheimisch sein. Von Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet, denen aufgrund der archäologischen Nachweise und der Standorte hier gefolgt wird. Archäologische Nachweise aus dem späten Atlantikum bei Riedschäden (Blankenhorn & Hopf 1982 in Sebald 1990a) und Hornstaad (Rösch 1985), aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit in Göttingen, in Ungarn bereits aus der frühen Bronzezeit bekannt (Willerding 1986). Nach Turner (1548) in Deutschland in Getreidefeldern und Städten. In Baden-Württemberg von Duvernoy 1722 für Tübingen genannt (Sebald et al. 1990a). Aktuell zerstreut in ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Auf trockenen, nährstoffreichen Böden in Ruderal- und Unkrautfluren (Hegi 1979a), am Fuß von Mauern, an ehemaligen Dungstellen und an Hühnerhöfen (Sebald et al. 1990a). Die Art geht in jüngerer Zeit regional stark zurück (Bettinger et al. 2013) und wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(Kryptogen) *Chenopodium opulifolium* (Chenopodiaceae): Das Areal der Art reicht von Mitteleuropa über das Mediterrangebiet südwärts bis in das tropische Afrika, ostwärts bis nach Südwestasien. Die Blätter sind als Gemüse genießbar. In Griechenland dienen sie als Tee-Ersatz (Hegi 1979a). Die Art wird auch mit Vogelfutter eingeschleppt (Müller 1950, Hegi 1979a), wahrscheinlich auch mit Wolle (Derendingen, Kt. Solothurn; Hegi 1979a). Ob die Vorkommen nördlich der Alpen jüngere Einschleppungen sind, und die Art als Neophyt einzustufen wäre, oder ob die Besiedlung bereits früher stattfand, kann nicht mit letzter Sicherheit entschieden werden. Das kontinuierliche Areal von Südeuropa bis nach Mitteleuropa lässt vermuten, dass die Vorkommen zumindest in Teilen Deutschlands als archäophytisch (Bettinger et al. 2013) oder möglicherweise einheimisch (Wisskirchen & Haeupler 1998) einzustufen sind. Die Art wird als kryptogen bewertet. Subfossile Nachweise aus dem Neolithikum (Polen, Willerding 1986). Aus Baden-Württemberg liegt ein Nachweis von 1825 vor (Sebald et al. 1990). In Deutschland sehr zerstreut, vor allem im Thüringer Becken und im

Oberrheinischen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Ruderalfuren auf trockenen, nährstoffreichen Böden auf Schuttplätzen, an Wegen, Mauern, auf Güterbahnhöfen, in Gärten und Äckern (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Viele Fundorte wurden nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt. Die Art wird bundesweit mit 3 „Gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Chenopodium sueicum* (Chenopodiaceae): Die Art besiedelt ein boreal-temperates Areal in Eurasien (Uotila 1978). Die Sippe wird aufgrund ihres Areals durch Bettinger et al. (2013) als archäophytisch eingestuft, denen hier gefolgt wird. Der Status der Art wurde in der Vergangenheit unterschiedlich bewertet: An allen Fundorten in Deutschland fest eingebürgerter Neophyt (Korneck et al. 1996) bzw. Archäophyt, möglicherweise einheimisch (Wisskirchen & Haeupler 1998). Die Blätter wurden als Gemüse, die Samen als Grütze gegessen (Hegi 1979a). In Deutschland Vorkommen vor allem im Nordostdeutschen Tiefland, wobei die Art wahrscheinlich zu wenig erfasst wurde und in Norddeutschland häufiger sein dürfte (Bettinger et al. 2013). Standorte sind Unkrautfluren in Feldern, Äckern, Gärten und auf Ruderalflächen (Hegi 1979a). Es gibt keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung. Die Art ist möglicherweise gefährdet, doch ist die Datenlage unzureichend (Metzing et al. 2018).

*Chenopodium urbicum* (Chenopodiaceae): Irano-turanisches Element (Nowak & Nowak 2011a), mit Verbreitung in Eurasien und Schwerpunkt im östlichen und südöstlichen Europa (Hegi 1979a). Mit Ölfrucht, Baumwolle oder Wolle eingeschleppt, z.B. 1952 in Unterhausen/Württemberg und bei der Wollkämmerei Leipzig, 1953 auf Baumwollkompost der Spinnerei Atzenbach, Baden (Hegi 1979a). Junge Pflanzen wurden als Gemüse genutzt (Hegi 1979a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus dem späten Atlantikum bei Riedschachen (Blankenhorn & Hopf 1982 in Sebald et al. 1990a), ebenfalls seit dem Neolithikum (Lengyel Gruppe) in Polen (Willerding 1986). Weitere Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Irrel/Bitburg-Prüm und Butzbach/Hessen (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). In Deutschland wenige zerstreute Vorkommen (Bettinger et al. 2013). Die Art ist im Rückgang und bereits in mehreren Bundesländern verschollen. Aktuelle Nachweise der letzten beiden Jahrzehnte beziehen sich meist auf unbeständige, adventive Vorkommen (Bettinger et al. 2013). Aktueller Nachweis am Rheinhafen in Krefeld-Linn (Bomble et al. 2014). Die Art wird bundesweit mit 1 „Vom Aussterben bedrohte Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Chenopodium vulvaria* (Chenopodiaceae): Mediterran, irano-turanisches-zentraleuropäisches Florenelement (Nowak & Nowak 2011b), in allen Ländern um das Mittelmeer häufig (Sebald et al. 1990a). Das genaue ursprüngliche Areal der für Deutschland gebietsfremden Art ist unbekannt (Groom 2015). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), Verwendung als Heilpflanze (Mochnacký 2012). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Seit dem 19. Jh. auch mit verschiedenen Gütern eingebracht: Ballast, Saatgut, Wolle, Kork, Erz, Gartenpflanzen (Groom 2015), zudem mit Südfrüchten eingeschleppt, seltener auf Baumwoll- oder Wollablageplätzen (Hegi 1979a). Mehrere Nachweise aus den Ablagerungen der Römischen Kaiserzeit in der Siedlung Jemgum/Unterems (Grohne 1957, Willerding 1986). Nachweis von Turner 1548 auf Mauern in Bonn (Turner 1548), zudem Nachweis von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912, Haug 1915).

Vorkommen vor allem in der östlichen Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland und seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), mit Standorten auf trockenen, warmen Ruderalflächen (Hegi 1979a), auch an der Küste (Groom 2015). Die Art ist in Deutschland extrem zurückgegangen und bereits in mehreren Bundesländern verschollen bzw. ohne stabile Bestände. Aktuelle Nachweise betreffen teilweise unbeständige, adventive Vorkommen (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Cichorium intybus* (Asteraceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in Vorderasien bis Persien (Hegi 1987). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), Heil- und Zauberpflanze (Hegi 1987). Die Varietät *intybus* ist die Wildform, die Varietät *sativum* dient als Kaffeeersatz und die Varietät *foliosum* ist Chicorée (Sebald et al. 1996b). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Xanten und Neuß (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Im gesamten Bezugsgebiet verbreitet, weniger häufig im Nordwestdeutschen Tiefland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Vorkommen auf offenen Ruderalstellen trockener Standorte, an Weg- und Straßenrändern, an Hecken, Mauern, Bahn- und Flussdämmen, Grasplätzen, Weiden, Steingeröll und Äckern (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Zahlreiche Fundorte sind nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

(Indigen) *Coincya monensis* subsp. *cheiranthos* (Asteraceae): West-submediterranes-südatlantisches Florenelement, mit Vorkommen von Spanien und Portugal bis in das Rheingebiet (Sebald et al. 1990b). Die Unterart *cheiranthos* ist nach Hipkin & Facey (2009) im südwestlichen Europa mit Vorposten bis nach Deutschland ursprünglich, daher hier als einheimisch bewertet. Außerhalb von Südwestdeutschland nur als Neophyt auftretend (Metzing et al. 2018). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt, eventuell aber doch einheimisch bewertet.

*Conium maculatum* (Apiaceae): Ursprünglich in der mediterran-iranoturanischen Region verbreitet (Hegi 1975d, Lohmeyer & Sukopp 1992, Woch 2012). Die Art wurde als Heilpflanze genutzt und ist wahrscheinlich aus Kulturen verwildert (Lohmeyer & Sukopp 1992), möglicherweise auch unabsichtlich als Begleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis, datiert mit ca. 3000 v. Chr., bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Am Mittelrhein kam die Art möglicherweise bereits während der Allerod-Warmphase vor (Baales 2015). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). In ganz Deutschland vorkommend, weniger häufig im Alpenvorland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001). Standort auf nährstoffreichen Stellen in Hecken, an Zäunen, Wegen, in Gemüsegärten, Äckern, Kirchhöfen, an alten Mauern, an Feld- und Dorfwegen, auf Ödland, meist in der Nähe menschlicher Siedlungen (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b). Viele Fundorte wurden nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), doch liegen keine aktuellen Hinweise zum Ausbreitungsverlauf vor.

*Conringia orientalis* (Brassicaceae): Die Art ist ein mediterran-iranisch-turanisches Florenelement (Stefańska-Krzaczek 2011), die im Orient offene Steppengesellschaften besiedelt (Kästner et al. 2001) und bis nach Kleinasien vorkommt (Sebald et al. 1990b). Mit Getreidesaatgut ausgebreitet (Schneider et al. 1994). Die Blätter wurden auch als Gemüse genutzt (Hegi 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise aus der mittleren und späten Bronzezeit (Ungarn, Willerding 1986) und aus der Eisenzeit (Serbien, Kroll 1997). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). Verbreitung vor allem im Thüringer Becken und im Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Ackerwildkrautgesellschaften (Weizenfeldern), auf Brachen und Ruderalflächen (Hegi 1986). Aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht (Schneider et al. 1994). Die Art ist stark im Rückgang begriffen (Sebald et al. 1990b, Kästner et al. 2001) und wird bundesweit mit 1 ‚Vom Aussterben bedroht‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Consolida regalis* subsp. *regalis* (Ranunculaceae): Ursprünglich in Südosteuropa (Sebald et al. 1990a, Kästner et al. 2001) und Kleinasien (Jagel 2016) verbreitet, und wahrscheinlich pannonicisches Element (Pender & Szczesniak 2011a). Gelegentlich ab 1613 in Gärten angepflanzt (Krausch 2003). Die Unterart ist wohl mit dem Getreideanbau in der Jungsteinzeit nach Deutschland gelangt (Sebald et al. 1990a), oder mit Getreidesaatgut eingebracht (Schneider et al. 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Haug 1915) und von Bauhin 1598 in der Umgebung von Bad Boll gemeldet (Sebald et al. 1990a). In Polen aus dem Mittelalter nachgewiesen (Kästner et al. 2001). In Deutschland vor allem im östlichen Norddeutschen Jungmoränengebiet, der östlichen Deutschen Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Getreidefeldern, selten auch an Wegen und auf Schutt (Sebald et al. 1990a, Hegi 1986a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die Art ist infolge Unkrautbekämpfung und Saatgutreinigung sowie intensivere Bestellung und Bearbeitung der Äcker zurückgegangen (Sebald et al. 1990a) und wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(Neobiot) *Coriandrum sativum* (Apiaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und Westasien (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b). Als Gewürzpflanze durch die Römer eingebracht (Pyšek et al. 2012). Die Art wird seit dem 8. Jh. in Mitteleuropa angebaut (Sebald et al. 1992b). Von Floraweb (2023) als sich in Einbürgerung befindlicher Neophyt eingestuft; von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht genannt. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Aktuell zerstreute Vorkommen meist in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte sind z.B. auf Schuttplätzen (Sebald et al. 1992b), in Äckern, Getreidefeldern, und in Weinbergen (Hegi 1975d). Zahlreiche Fundorte sind nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher ist die Art möglicherweise im Rückgang begriffen, doch liegen keine aktuellen Hinweise zum Ausbreitungsverlauf vor.

*Crepis biennis* (Asteraceae): Gemäßigt-kontinentales Florenelement, Ursprungsgebiet möglicherweise im östlichen Europa, Südosteuropa bis Südrussland (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), als Verunreinigung südeuropäischer Grasmischungen, auch mit Esparsette eingebracht (Hegi 1987). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt

bewertet. Subfossile Nachweise aus dem hohen und späten Mittelalter (ehemalige Tschechoslowakei, Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912, Haug 1915). Mit Ausnahme des Norddeutschen Tieflandes, in ganz Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Typische Mähwiesenpflanze (Sebald et al. 1996b), auf Fettwiesen, Gold- und Glatthaferwiesen, an buschigen Hängen, in lichten Wäldern, Erlen- und Weidengebüschen, an Rainen, auf Brachen, Heiden, auf Schutt, sowie an Bahn- und Flussdämmen (Hegi 1987). Zahlreiche Fundorte sind nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

*Crepis capillaris* (Asteraceae): Subatlantisch-(submediterranes) Florenelement (Sebald et al. 1996b). Mögliche Einfuhrvektoren sind nicht bekannt. Diese Art gilt als Archäophyt, ist möglicherweise jedoch einheimisch (Wisskirchen & Haeupler 1998). Hier wird die Art als Archäophyt bewertet, da sie als Segetalart gilt. Subfossile Nachweise aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Langweiler/Düren (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). In Deutschland weit verbreitet, weniger häufig im Nordostdeutschen Tiefland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Grasplätzen, Wiesen, Weiden, Brachäckern, in Klee- und Getreidefeldern, an Rainen, Dämmen, Wegrändern, auf Gartenland, Schutt, in Weinbergen und an Mauern (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Zahlreiche Fundorte sind nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

*Crepis foetida* (Asteraceae): Submediterranes Florenelement (Sebald et al. 1996b), wahrscheinliches Ursprungsgebiet im östlichen Europa, Südrussland, der Balkanhalbinsel, Kaukasien, Kleinasien, Nordpersien und Syrien (Hegi 1987). Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), wahrscheinlich vor 1492 verwildert. In Deutschland zerstreute Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Ruderalflächen, an Rainen und Wegrändern, zwischen lockerem Gebüsch, im Flussschotter, in Steinbrüchen, auf Äckern, Brachen, Schutt, Verladeplätzen, auch in Weinbergen (Hegi 1987). Der überwiegende Anteil ehemaliger Fundorte wurde nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), in Baden-Württemberg erheblicher Rückgang (Sebald et al. 1996b), in Thüringen und Brandenburg ausgestorben (Kästner et al. 2001). Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Crepis vesicaria* subsp. *taraxacifolia* (Asteraceae): Mediterran-submediterran-subatlantisches Florenelement, das Ursprungsgebiet liegt wahrscheinlich im Mittelmeergebiet, dem Balkan und dem westlichen Nordafrika (Sebald et al. 1996b). Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg von Gmelin 1808 für Weil bei Basel erwähnt (Sebald et al. 1996b), in Westfalen 1859 durch den Bahnbau bei Höxter eingeschleppt, in Thüringen seit 1866 bei Weimar längs der Belvedere-Anlagen (Hegi 1987). Verwilderungen vor 1492 sind aufgrund der Einbringung als Saatgut- oder Transportbegleiter wahrscheinlich. In Deutschland vor allem entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse sowie in Teilen der Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Auf

Ruderalstandorten wie Wegrändern, Mauern, Weinbergen oder Unkrautfluren (Sebald et al. 1996b). Zahlreiche Fundorte im Alpenvorland sind nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt.

*Cuscuta epithinum* (Convolvulaceae): Wahrscheinlich ursprünglich im Orient, in Kleinasien, Mesopotamien und Persien (Hegi 1975e). „Da *C. epithinum* vermutlich erst durch Flachskultur (unbewusste Selektion im Verlaufe des Leinanbaus in Europa) aus auf Wildlein-Arten parasitierenden Vorgänger-Sippen entstanden ist, ist die Art ebenso wie *Camelina alyssum* als anthropogene Sippe (Anökophyt) zu verstehen, die ein völlig vom Lein-Anbau bestimmtes Areal besiedelte. Damit sind alle Vorkommen als synanthrop anzusehen und ein Spontanareal ist nicht abgrenzbar“ (Welk 2001). Mit dem Saat-Lein als Saatgutbegleiter eingebracht (Hegi 1975e), auch Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise wahrscheinlich aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Wangen/Bodensee, und aus der jüngeren Vorrömischen Eisenzeit im Jemgumkloster/Ems (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), auch von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm belegt (Schorler 1908), allerdings wurden die *Cuscuta*-Arten im 16. Jh. noch nicht voneinander getrennt (Rauschert 1977). In Deutschland wahrscheinlich noch vereinzelte Vorkommen im Nordostdeutschen Flachland und in der Oberlausitz (Bettinger et al. 2013). Standorte fast ausschließlich in Leinfeldern, meist auf *Linum usitatissimum* schmarotzend, doch auch auf *Lolium temulentum*, *Camelina sativa*, seltener auf *Urtica* spp., *Humulus lupulus*, *Cannabis sativa* (Hegi 1975e). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Mit Abnahme des Leinanbaus und der besseren Reinigung des Lein-Saatgutes zurückgegangen (Hegi 1975e). Fast alle Fundorte vor 1950 erloschen (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 0 „Ausgestorbene oder verschollene Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Es ist nicht bekannt, ob die Art mit neuem Leinanbau wieder vermehrt auftritt.

*Cynoglossum officinale* (Boraginaceae): Lohmeyer & Sukopp (1992), denen hier gefolgt wird, stufen die Art als Archäophyt ein, die wahrscheinlich nur in den Gebirgen des westlichen Asien und des östlichen Europa einheimisch ist, westlich vielleicht nicht einmal bis zu den Ostalpen (Hegi 1975e). Die Art wurde als Heil- und Färbeplante verwendet, Gerbstoffe gewonnen und junge Blätter als Gemüse genutzt. Möglicherweise erfolgte auch Verschleppung der Früchte durch Haus-tiere und Wild (Hegi 1975e). Subfossile Nachweise aus dem hohen und späten Mittelalter (Polen, Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm nachgewiesen (Schorler 1908). In Deutschland vor allem im Nordostdeutschen Tiefland, der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Auf trockenen, steinigen oder sandigen Standorten, in Unkrautfluren an Weg- und Ackerrändern, auf Waldschlägen, Viehweiden, um Fuchs- und Kaninchenbauten, z.B. in Dünen, sowie in Wein- und Ackerbaugebieten (Hegi 1975e, Sebald et al. 1996a). Wahrscheinlich im Rückgang, da einige Fundorte nach 1950 bzw. nach 1980 nicht wieder nachgewiesen wurden (Bettinger et al. 2013). Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Descurainia sophia* (Brassicaceae): Ursprünglich im östlichen Mittelmeergebiet und wahrscheinlich bis zur West-Mongolei verbreitet (Lohmeyer & Sukopp 1992, Kästner et al. 2001). Mit Saatgut eingebracht. Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und

Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Eberdingen-Hochdorf (Küster 1985b) und aus dem späten Atlantikum bei Hornstaad (Schlichtherle 1981, Sebald et al. 1990b), sowie aus der älteren vorrömischen Eisenzeit 800-450 v. Chr. (Frixheim-Anstel/Grevenbroich, Willerding 1986). Von Brunfels 1536 für Deutschland angegeben (Hegi 1986) und von Thal 1572-1577 als Ruderalpflanze des Harzes erwähnt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). In Deutschland großräumig verbreitet, Vorkommen vor allem im östlichen Norddeutschen Tiefland und der östlichen Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Ruderalfuren an Wegen, auf Schutt- und Trümmerplätzen, an Dämmen, Flussufern (Hegi 1986), auch in Hackkrautfluren (Kästner et al. 2001). Die Art ist seit dem 19. Jh. im Rückgang begriffen (Sebald et al. 1990b).

*Digitaria ischaemum* (Poaceae): Eurasisch-subozeanisch verbreitete Art (Sebald et al. 1998a) mit Einzelposten bis zum Kaukasus (Hultén & Fries 1986). Als Ackerkulturbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem frühen Neolithikum (Linienbandkeramik) bei Bedburg-Garsdorf/Bergheim-Erft (Willerding 1986). In Baden-Württemberg von Dierbach 1819 für die Umgebung von Heidelberg angegeben (Sebald et al. 1998a). Vorkommen in ganz Deutschland mit Schwerpunkt im Norddeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Hackunkrautgesellschaften auf sandigen Äckern, in Gärten, auf Schuttplätzen und Brachfeldern, an Wegen, Mauern und Bahn-dämmen, in Heidegebieten, in Sandgruben, auf Kiesplätzen und Binnendünen, im Flussschotter und an Flussufern, auch in Zergbinsengesellschaften (Hegi 1998), entlang von Straßen und Eisenbahnen (Franke et al. 2009). Viele Fundorte nach 1950 bzw. 1980 sind nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), regional als gefährdete Art eingestuft, daher möglicherweise regional im Rückgang.

*Digitaria sanguinalis* (Poaceae): Ursprüngliches Areal im Mittelmeergebiet Eurasiens (Lohmeyer & Sukopp 1992) bis in die Kaukasusländer und Japan verbreitet (Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde mit dem Gemüse- und Weinbau eingebracht (Hegi 1998). Die Unterart *sanguinalis* wurde bis ins 20. Jh. in der Oberlausitz als Getreidepflanze angebaut. Zudem in neuerer Zeit mit Wolle, Südfrüchten und Vogelfutter eingeschleppt (Sebald et al. 1998a). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis der Art aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Grevenbroich (Willerding 1986). Nachweis der Unterart *sanguinalis* aus der Eisenzeit (5./2. Jh. v. Chr.) bei Riedlingen (Bouchette & Rösch 1996 in Sebald et al. 1998a). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). Die Unterart *sanguinalis* von Vulpinus 1791 am Neckar bei Stuttgart belegt (Sebald et al. 1998a). In Deutschland großräumig verbreitet, Vorkommen vor allem im Süddeutschen Stufenland und seinen Randgebirgen sowie im Norddeutschen Altmo-ränengebiet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2002) mit Standorten in Unkrautfluren auf Äckern, in Gärten und Weinbergen, auf Ödland, auf Bahndämmen und an Flussufern, vor allem in Siedlungsnähe (Hegi 1998). Die Art breitete sich in vielen Gebieten, z.B. in Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein, in den letzten Jahren stark aus (Bettinger et al. 2013).

*Dipsacus fullonum* (Dipsacaceae): Mediterran-submediterranes Florenelement, dessen wahrscheinliches Ursprungsareal von Nordafrika und Süd-europa bis zum Iran reicht (Sebald et al. 1996b). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), wobei die subsp. *sativus* zum Aufrauen

von Wollstoffen verwendet wurde (Sebald et al. 1996b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Funde aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Bergheim/Erftkreis (Willerding 1986). In Baden-Württemberg von Fuchs 1565 für die Umgebung von Tübingen genannt (Sebald et al. 1996b). Großräumig in ganz Deutschland verbreitet, vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). In hochstaudenreichen Unkrautfluren, an Wegen, Dämmen, Ufern und auf Schuttplätzen (Sebald et al. 1996b). Zahlreiche Fundorte nach 1980 sind nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, doch liegen keine genaueren Informationen vor.

*Echinochloa crus-galli* subsp. *crus-galli* (Poaceae): Ursprüngliches Areal der Unterart *crus-galli* ist wahrscheinlich Eurasien (Lohmeyer & Sukopp 1992). Die Unterart *spiralis* wird als sich einbürgernder Neophyt eingestuft (Floraweb 2023). Die Unterart *crus-galli* gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Sie war ursprünglich ein Hirseunkraut, wird aber aktuell auch mit Getreide und Ölfrucht, mit Südfrüchten, Viehtransporten und Vogelfutter eingeschleppt (Hegi 1998). Teilweise wurde die Unterart auch gesammelt und angebaut (Sebald et al. 1998a). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem frühen Neolithikum (Linienbandkeramik) bei Lamersdorf/Düren, Langweiler 2, Bedburg-Garsdorf/Erft (Willerding 1986), zudem bei Bietigheim, Herrenberg und Ulm (Piening 1989, Stika 1991 in Sebald et al. 1998a). Nachweis von Harder ca. 1562 in der Umgebung von Geislingen/Ulm (Sebald et al. 1998a), später von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll belegt (Sebald et al. 1998a). Die Art kommt im gesamten Bezugsgebiet verbreitet mit Schwerpunkt im Norddeutschen Tiefland vor. Für die Unterart *crus-galli* liegen nur einzelne Nachweise im Thüringisch-Sächsischem Mittelgebirge und im östlichen Deutschen Alpenvorland vor (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Äckern zwischen Hackfrüchten und Mais, in Gärten, Weinbergen, auf Ödland (Hegi 1998), auch auf Bahnhöfen und Baustellen, auf Klärschlamm sowie in Pioniergesellschaften der Ufer, z.B. Zweizahnfluren (Sebald et al. 1998a). Vom Menschen unabhängige Vorkommen gibt es in der Annuellenvegetation der Auen (Lohmeyer & Sukopp 1992).

*Echium vulgare* (Boraginaceae): Ursprünglich mediterran-pontische Art (Hegi 1975e), die vermutlich erst nach Schaffung geeigneter Standorte durch den Menschen in das Gebiet gelangt ist, obwohl Zoller (1954) in der Schweiz primäre Vorkommen in Flussschottern und Trockenrasen für möglich hält (Sebald et al. 1996a). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die offizielle Verwendung erfuhr (Hegi 1975). Da die Art bereits in prähistorischer Zeit nach Mitteleuropa gelangt ist, wird die Art von Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt, der möglicherweise einheimisch ist, eingestuft. Aufgrund der Nutzungsgeschichte, der archäologischen Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem frühen Neolithikum bei Böckingen (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm belegt (Schorler 1908). In ganz Deutschland weit verbreitet, weniger häufig im Nordwestdeutschen Tiefland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). An trockenen, offenen Standorten, wie Ufern, Schuttfluren, an Mauern, Wegrändern, Äckern, Brachen, Ackerrainen, Felsgrus- und Felsbandfluren auf Dämmen, in Sandtrockenrasen, Hochstaudenwiesen, Steppenheiden (Hegi 1975e, Sebald et al. 1996a). Die Art ist möglicherweise im Rückgang, da viele Fundorte nach 1980 nicht wieder nachgewiesen wurden (Bettinger et al. 2013).

(*Neobiot*) *Elsholtzia ciliata* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal in Nord-China (Jäger et al. 2008). In Europa als Zier-, Gewürz- und Heilpflanze kultiviert (Sebald et al. 1996a). Nachweis aus dem 14. Jh. in der Tschechischen Republik (Pyšek et al. 2012). Von Floraweb (2023) als sich in Einbürgerung befindlicher Neophyt eingestuft; von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht genannt. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. In Krautfluren, Säumen, Staudenhecken, kurzlebigen Ruderalflduren (Klotz et al. 2002).

(*Neobiot*) *Eruca vesicaria* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal möglicherweise im Mittelmeergebiet von Spanien und Nordafrika über Kleinasien bis nach Afghanistan, jedoch nicht sicher bekannt (Sebald et al. 1990b). Früher als Gewürz- und Heilpflanze verwendet (Jäger et al. 2008). Bereits im Mittelalter kultiviert (Hegi 1986). Von Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet, heute nur unbeständige neophytische Vorkommen. In neuerer Zeit auch in *Trifolium resupinatum*-Saaten nachgewiesen (Müller et al. 2021). Zerstreut im gesamten Bezugsgebiet verbreitet (Bettinger et al. 2013). Von Bettinger et al. (2013) wird die Art (als *Eurca sativa*) heute als unbeständiger Neophyt eingestuft; von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht genannt. Als Wildkraut in Gärten und Äckern und anderen Ruderalfstellen (Sebald et al. 1990b). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, jedoch keine aktuellen Hinweise auf Veränderungen vorhanden.

*Erucastrum gallicum* (Brassicaceae): Ursprünglich im westlichen Mittelmeergebiet (Danylyuk 2006), von Südfrankreich bis zu den Ardennen und zum Moselgebiet verbreitet. Aufgrund des ursprünglichen Areals und der aktuellen Verbreitung in Deutschland ist auch eine natürliche Arealerweiterung mit möglichen einheimischen Vorkommen am Rhein von Basel bis zur Mosel denkbar (Hegi 1986). Vorkommen in Hackfruchtäckern sprechen hingegen für eine Einschleppung, wahrscheinlich als Verunreinigung von Saatgut. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Im Oberrheingebiet von Bauhin 1651 bei Burkheim genannt (Sebald et al. 1990b). Großräumig in Deutschland verbreitet, vor allem im westlichen Süddeutschen Stufenland, im Alpenvorland und in Teilen der Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Standorte in offenen und kurzlebigen Unkraut- und Ruderalflduren, in Hackfruchtäckern, Weinbergen und Kiesgruben (Sebald et al. 1990b). Seit dem 19. Jh. vor allem entlang der Eisenbahnen in Ausbreitung begriffen (Hegi 1986), jedoch in Süddeutschland an vielen Stellen aktuell nicht mehr nachgewiesen (Bettinger et al. 2013). Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Erysimum cheiri* (Brassicaceae): Außerhalb der seit dem Mittelalter eingebürgerten Vorkommen, also des Teilareals am Mittel- und Oberrhein, kommt die Art meist nur unbeständig verwildert und z.T. in abweichenden Gartenformen vor (Bettinger et al. 2013). Ursprünglich ist die Art im östlichen Mittelmeergebiet (Hegi 1986). Seit dem Altertum als Zierpflanze belegt, diente als Altarschmuck und zum Bekränzen von Weingefäßen bei Festlichkeiten, zudem als Heilpflanze bekannt (Hegi 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Eine Einschleppung zur Römerzeit ist nicht ausgeschlossen, da die Kultur des Goldlacks aus dem Altertum bekannt ist (Schlenker 1928, Hegi 1986). Die Art findet sich oft bei mittelalterlichen Burgen (Hegi 1986), weshalb die Ersteinbringung teilweise auf das Mittelalter datiert wurde, z.B. Lohmeyer & Sukopp (1992). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912, Haug 1915), im 16. Jh. auch für die Stadtmauern von Köln erwähnt (Hegi 1986). Großräumig in Deutschland verbreitet, vor allem im Rheinischen Schiefergebirge, Saar-

Nahe-Bergland und im Oberrheinischen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Standorte an alten Stadtmauern, an Burgmauern und Ruinen (Hegi 1986), Mauer- und Felsspalten, aber auch auf Schuttplätzen (Sebald et al. 1990b). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Euphorbia exigua* (Euphorbiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Mittelmeergebiet (Kästner et al. 2001), in Nordafrika und Kleinasien (Baschant 1955). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und wurde zudem mit Getreidesaatgut eingebracht (Schneider et al. 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit bei Göttingen (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977) und von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen nordwestlich von Ulm (Schorler 1908). Großräumige Verbreitung in Deutschland mit Schwerpunkt in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland sowie Teilen des Alpenvorlandes und des Norddeutschen Jungmoränengebietes (Bettinger et al. 2013). Standorte in Getreide- und Hackfrucht-Unkrautgesellschaften sowie in Ruderalfuren auf lehmigen Äckern, Stoppelfeldern, Ödland, Wegrändern, zwischen Bahngleisen und auf Schutt (Hegi 1975c, Sebald et al. 1992b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die Art ist im Rückgang (Kästner et al. 2001), Fundorte wurden teilweise nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013).

*Euphorbia falcata* (Euphorbiaceae): Wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und Vorderasien ursprünglich vorkommend (Hegi 1975c). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), zudem mit Getreide- und Klee-Saatgut eingebracht (Sebald et al. 1992b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Bei Treplin/Brandenburg 1813 nachgewiesen (Hegi 1975c), und von Dierbach 1827 bei Wiesloch/Baden-Württemberg (Sebald et al. 1992b). In Deutschland kleinräumig verbreitet, nur wenige Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Aktuell nur noch aus dem Werntal (Bayern) und dem Thüringer Becken bekannt (Meyer et al. 2013). Die Art ist mit 1 „Vom Aussterben bedroht“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Standorte auf Äckern und Brachen (Hegi 1975c), insbesondere auf Stoppeläckern (Meyer et al. 2010). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). An vielen Fundorten nur bis 1950 nachgewiesen (Bettinger et al. 2013), in vielen Regionen nur noch selten (Kästner et al. 2001).

*Euphorbia helioscopia* (Euphorbiaceae): Ursprünglich wahrscheinlich nur in Annuellen-Felsfluren des östlichen Mittelmeergebietes (Kästner et al. 2001) und in Westasien (Sebald et al. 1992b). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), auch mit Klee-, Flachs- und Gras-Saatgut verschleppt (Hegi 1975c). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise möglicherweise aus dem Neolithikum bei Ravensburg, die Datierung scheint jedoch nicht hinreichend gesichert (Willerding 1986). Nachweise aus der mittleren und späten Bronzezeit (Schweiz, Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), später von Bauhin 1598 aus der Umgebung von Bad Boll (Sebald et al. 1992b) gemeldet. Mit wenigen Ausnahmen, z.B. im Emsland, im gesamten Bezugsgebiet weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Hackfrucht-Unkrautfluren, z.B. in Kartoffelfeldern, in Ruderalfuren auf

bebautem Boden, Gartenland, Brachen, Äckern, in Weinbergen, an Wegrändern, auf Schutt, fast nur in der Nähe menschlicher Siedlungen (Hegi 1975c, Sebald et al. 1992b). Zahlreiche Fundorte nach 1950 sind nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

(*Neobiot*) *Euphorbia lathyris* (Euphorbiaceae): Das ursprüngliche Areal ist das östliche und zentrale Mittelmeergebiet sowie Westasien (Krausch 2003). Die Art wird bereits seit der Antike als Heilpflanze genutzt (Krausch 2003), aber auch als Zierpflanze (Klotz et al. 2002). Seit dem Mittelalter wird die Art in Mitteleuropa in Kloster- und Bauerngärten als Zier- und Heilpflanze gezogen (Sebald et al. 1992b), war bereits im 16. Jh. in Deutschland in Gärten weit verbreitet (Krausch 2003). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). Aktuell mit Gartenabfällen eingebracht (Bettinger et al. 2013) und oft nur vorübergehend vorkommend (Brennenstuhl 2010). Aufgrund der in der Regel nur vorübergehenden Vorkommen ist es wahrscheinlich, dass die aktuellen Vorkommen auf (wiederholte) spätere Verwilderungen zurückzuführen sind. Die Art wird von Bettinger et al. (2013) und Metzing et al. (2018) als eingebürgerter Neophyt eingestuft, denen hier gefolgt wird. In Deutschland lückig im gesamten Gebiet vorkommend, jedoch weniger häufig im Norddeutschen Jungmoränengebiet (Bettinger et al. 2013). Standorte in Ruderalfluren auf Schuttplätzen, an Hecken, in Weinbergen, an Verkehrswegen, an Wegrändern und auf Kiesbänken der Flüsse (Hegi 1975c, Sebald et al. 1992b). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Euphorbia peplus* (Euphorbiaceae): Ursprünglich wahrscheinlich im Mittelmeergebiet einheimisch (vgl. Meusel et al. 1978, Sebald et al. 1992b, Kästner et al. 2001). Die Art wurde als Ackerkulturbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002), aber auch mit Klee-, Flachs- und Gras-Saat (Hegi 1975c). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem späten Mittelalter bei Neuß (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). Im gesamten Bezugsgebiet verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Hackfrucht-Unkrautgesellschaften, in Gärten, auf Friedhöfen, Ruderalstellen, Schuttplätzen, auch in Äckern und Weinbergen (Hegi 1975c, Sebald et al. 1992b). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

(*Neobiot*) *Fagopyrum esculentum* (Polygonaceae): Das ursprüngliche Areal liegt im Steppen- und Waldsteppengebiet Zentral- und Ostasiens zwischen Baikalsee und der Mandschurei (Sebald et al. 1990a, Körber-Grohne 1994), so in Nordchina, Südsibirien, Turkestan (Hegi 1981). Ursprünglich als Getreidepflanze genutzt, heute bisweilen als Wild- und Bienenfutterpflanze oder zur Gründüngung ausgesät (Sebald et al. 1990a, Körber-Grohne 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Wahrscheinlich beruhen die heutigen Wild-Vorkommen auf Aussaaten, die erst in jüngerer Zeit erfolgt sind (Baden-Württemberg, Sebald et al. 1990a). Von Bettinger et al. (2013) als Neophyt eingestuft. Von Hand et al. (2024) als unbeständige Art bewertet, von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Durch Pollenfunde ist der Buchweizen für die Bronzezeit in Norddeutschland nachgewiesen (Hegi 1981). Pollennachweise in Polen für den Beginn der Eisenzeit, wahrscheinlich jedoch noch nicht in Kultur (Körber-Grohne 1994). Wurde vermutlich zuerst von den Bewohnern der ostasiatischen Steppengebiete in Kultur genommen. Von

da verbreitete sich der Anbau vom 10. Jh. an nach China und gelangte, wohl durch die Züge der Mongolen, gegen Ende des Mittelalters nach Ost-, und später nach Mittel- und Westeuropa (Hegi 1981). Bei Nürnberg erstmals 1396 schriftlich genannt und angepflanzt, 1436 in Mecklenburg amtlich erwähnt und 1450 in Malchow umfangreicher Anbau (Bertsch & Bertsch 1947). 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912, Haug 1915). In ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Sandböden. Infolge der selten gewordenen Nutzung als Ackerkulturnpflanze kaum noch in der Feldflur auf Äckern anzutreffen. Häufiger an Waldlichtungen und Waldrändern, wo die Art als Wild- und Bienenfutterpflanze angesät wird. Auch in Hafen- und Bahnanlagen auf Schutt- und Auffüllplätzen (Sebald et al. 1990a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994).

*Fagopyrum tataricum* (Polygonaceae): Ursprünglich in Sibirien und Zentralasien vorkommend (Hegi 1981). Als Ackerwildkraut der Buchweizenfelder mit *F. esculentum* eingebracht (Hegi 1981, Scholz 1983), auch mit Vogelfutter für Ziervögel (Palmer 1908), zudem in höheren Gebirgslagen angebaut (Körber-Grohne 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. In Deutschland 1733 in Memmingen als Gartenpflanze gezogen (Körber-Grohne 1994). In Baden-Württemberg 1843 bei Wertheim und Mannheim nachgewiesen (Döll 1843). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) und als Ackerwildkraut auf Buchweizenfeldern, auch an Schutt-, Müll- und Auffüllplätzen in Großstädten und Hafenanlagen (Sebald et al. 1990a). Wahrscheinlich im 19. Jh. regional nicht selten (Baden-Württemberg, Sebald et al. 1990a). Nachdem Buchweizen wieder häufiger kultiviert wird, tritt die Art auch wieder häufiger auf (Scholz 1983, Schneider et al. 1994). Heutiges Saatgut des Echten Buchweizens ist allerdings meist von Samen des Tatarischen Buchweizens gereinigt (Sebald et al. 1990a). In Deutschland rückgängig (Kästner et al. 2001). Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als 0 „Ausgestorben oder verschollen“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Fallopia convolvulus* (Polygonaceae): Ursprüngliches Areal in Südeuropa und Westasien (Kästner et al. 2001). Da die Art häufig in Getreide-Urkrautfluren auftritt, wird eine Einbringung mit Saatgut angenommen. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Subfossile Diasporen in der Bandkeramischen Siedlung von Rössing im Leinetal nachgewiesen (Willerding 1988) und im mittleren Atlantikum bei Marbach (Piening 1983, Sebald et al. 1990a) sowie in der Frühlatènezeit, ca. 400 v. Chr., bei Lauffen/Neckar (Piening 1983) und bei Ulm-Eggingen (Sebald et al. 1990a). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Haug 1915), und von Bauhin 1598 in der Umgebung von Bad Boll gemeldet (Sebald et al. 1990a). Fast in ganz Deutschland verbreitet, weniger verbreitet in den Deutschen Alpen und nur ältere Nachweise im Deutschen Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Lehmböden in Getreide- und Acker-Urkrautfluren, in Gärten, auf Schuttplätzen und Ruderalflächen (Hegi 1981, Sebald et al. 1990a) sowie in Schlagfluren (Kästner et al. 2001). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*(Neobiot) Ficus carica* (Moraceae): Ursprüngliches Areal möglicherweise im Mittelmeergebiet (Hegi 1981). Als Obstbaum in Gärten seit dem Mittelalter angepflanzt (Tschechische Republik, Pyšek et al. 2012), in Deutschland in der Pfalz angebaut und verwildert (Hegi 1981). Von Bettinger et al. (2013) und Hand et al. (2024) als sich in Einbürgerung befindlicher Neophyt eingestuft. Bereits im 9. Jh. in der Tschechischen Republik nachgewiesen (Pyšek et al. 2012), daher möglicherweise auch in Deutschland Archäophyt und nicht Neophyt. Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft

werden; die Art wird hier vorläufig als Neophyt geführt. Aktuell Vorkommen in Deutschland vor allem entlang des Rheins, sonst zerstreut (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Ruderalflächen, z.B. in Hafenanlagen, Bahnhofsgelände, in Weingebieten (Hegi 1981). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

(*Neobiot*) *Fritillaria meleagris* (Liliaceae): Ursprüngliches Areal in Südosteuropa (Krumbiegel 2010). Ab 1572 durch Carolus Clusius in Belgien als Gartenpflanze weit verbreitet war (Krumbiegel 2010). Wird von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt, von Bettinger et al. (2013) und Metzing et al. (2018) als Neophyt eingestuft. Allerdings ist die Differenzierung zwischen archäophytischen und neophytischen Vorkommen dieser alten Kulturpflanze vielfach nicht möglich (Bettinger et al. 2013). Es handelt sich um eine verwilderte Zierpflanze (Klotz et al. 2002), die sich wahrscheinlich erst nach 1492 dauerhaft etablieren konnte. Sie kommt zerstreut in ganz Deutschland vor (Bettinger et al. 2013). Standorte sind auf sumpfigen Wiesen und auf überschwemmtem Gebiet der Flüsse (Hegi 1909). Die Art wurde aufgrund ihrer Listung in BartSchV §1, Anlage 1 in der Roten Liste eingestuft und bundesweit mit 3 ‚Gefährdet‘ bewertet (Metzing et al. 2018). Der Rückgang wird insbesondere durch die Intensivierung der Landwirtschaft (Melioration, Düngung, Umbruch und Neuansaat von Grünland, zu frühe Mahd, Beweidung) bedingt. Aber auch zu starke Vernässung verträgt die Art nicht (Krumbiegel 2010).

*Fumaria officinalis* (Fumariaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Mittelmeergebiet bis West-Sibirien (Hegi 1986), Nordafrika, Kleinasien, Kaukasus und Zentralasien (Sebald et al. 1990a). Ackerkulturbegleiter oder verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002). Als Kulturbegleiter während des Neolithikum eingebracht (Hegi 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweise aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Bergheim/Erftkreis und aus dem mittleren und späten Neolithikum in der Schweiz (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). In Deutschland großräumig verarbeitet, Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Unkrautfluren, auf Hackfrüchtäckern, in Gärten, Rebkulturen, auch an Wegen und auf Schutt (Hegi 1986, Sebald et al. 1990a). Trotz geringen Rückgangs durch Unkrautbekämpfung nicht gefährdet (Sebald et al. 1990a).

*Fumaria parviflora* (Fumariaceae): Ursprüngliches Areal in Turkmenien, Transkaukasien, Kleinasien, der Balkanhalbinsel und wahrscheinlich im östlichen Mit-telmeergebiet (Hegi 1986). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. 1836 in Baden-Württemberg belegt (Sebald et al. 1990a). In Deutschland Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland, sowie zerstreute Vorkommen im Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). In Unkrautfluren von Äckern, Gärten und an Wegen (Sebald et al. 1990a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nach 1950 sind nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Fumaria rostellata* (Fumariaceae): Grenze des Wildvorkommens etwa Wolhynien-Oberschlesien-Mittelböhmen-Wien-Pettau-Bosnien-Montenegro-Serbien-Bulgarien-Rumänien-Bessarabien-Podolien-Wolhynien (Hegi 1986). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Deutschland Vorkommen in der östlichen Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) auf Äckern und Brachen (Hegi 1986). Zahlreiche Fundorte nach 1950 sind nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), vielerorts rückgängig (Kästner et al. 2001) und in der Roten Liste bundesweit als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Fumaria schleicheri* (Fumariaceae): Osteuropäisch-westasiatische Art mit ursprünglichem Vorkommen im oberen Donaugebiet, Mittelrußland, Kleinasien, Kaukasus, Südsibirien und Zentralasien (Sebald et al. 1990a). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und vermutlich wie die meisten *Fumaria*-Arten mit dem Getreideanbau ins Gebiet gelangt (Sebald et al. 1990a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg 1865 bei Tübingen und Donnstetten belegt (Sebald et al. 1990a). In Deutschland regional häufigere Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren von Äckern, Gärten und Weinbergen, an Weinbergsmauern, Ödflächen und in Gebüschsäumen (Hegi 1986, Sebald et al. 1990a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nach 1950 sind nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), die Art ist im Rückgang begriffen (Kästner et al. 2001) und wird bundesweit mit 3 „Gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Fumaria vaillantii* subsp. *vaillantii* (Fumariaceae): Ursprünglich wahrscheinlich im Mittelmeergebiet in Steppen des irano-turanischen Gebietes vorkommend (Kästner et al. 2001). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wahrscheinlich mit dem Getreideanbau während der Jungsteinzeit ins Gebiet gelangt (Sebald et al. 1990a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit bei Göttingen (Willerding 1986). In Baden-Württemberg wahrscheinlich durch Gmelin 1808 gemeldet (jedoch als *F. parviflora* bezeichnet) (Sebald et al. 1990a). In Deutschland Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland, zerstreut im Alpenvorland und im Norddeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Ackerwildkrautfluren, an Straßen und Wegen, sowie auf Bahnhöfen (Sebald et al. 1990a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Einige Fundorte nach 1950 bzw. nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Durch Unkrautbekämpfungsmaßnahmen, intensivere Bearbeitung und dichteren Stand der Feldfrüchte insbesondere in Getreideäckern im Rückgang (Sebald et al. 1990a). Die Unterart wird in der Roten Liste bundesweit als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Gagea villosa* (Liliaceae): Mediterran-orientalische Art, deren Ursprungsgebiet wahrscheinlich in Kleinasien und dem Kaukasus liegt (Sebald et al. 1998a). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Hegi 1909, Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Die Art wurde in Baden-Württemberg von Leopold 1728 für die Umgebung von Ulm genannt (Sebald et al. 1998a). In ganz Deutschland verbreitet, weniger häufig oder fehlend im Nordwestdeutschen Tiefland, im Alpenvorland und den Alpen (Bettinger et al. 2013).

Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Weinbergen, an Weinbergsmauern, auf Obstwiesen und in Parks, an Feldrainen, und in Äckern (Sebald et al. 1998a). Zahlreiche Fundorte wurden nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), die Art ist bundesweit im z.T. starken Rückgang (Sebald et al. 1998a, Kästner et al. 2001) und wird bundesweit als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(*Neobiot*) *Galega officinalis* (Fabaceae): Ursprüngliches Areal im orientalischen Steppengebiet (Sebald et al. 1992a). Als Zier-, Heil- und Futterpflanze angebaut (Sebald et al. 1992a). Pollenfunde aus dem frühen Mittelalter in der Tschechischen Republik (Pyšek et al. 2012), daher möglicherweise auch in Deutschland Archäophyt. Die Art ist ab 1450 in Deutschland bekannt (Hegi 1975b) und wurde spätestens seit dem 17. Jh. (gegen 1600) als Heil- und Zierpflanze angebaut (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992a). Sehr wahrscheinlich nicht vor 1492 dauerhaft etabliert. Von Metzing et al. (2018) als Neophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Aktuell in Deutschland insbesondere in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Brachflächen, an Flussufern, Feldrainen und Straßenrändern, in Steinbrüchen und Kiesgruben, auf Bahnhofs-gelände, Müll- und Lagerplätzen (Sebald et al. 1992a). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, allerdings Anfang des 20. Jh. in Einbürgerung befindlich (Sebald et al. 1992a).

*Galeopsis angustifolia* (Lamiaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich in Südeuropa und im südlichen Zentraleuropa (Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und ist in Deutschland aus der Römischen Kaiserzeit belegt (Kästner et al. 2001). Die Art wird nach Kästner et al. (2001) als Archäophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Es könnte sich in Deutschland jedoch auch um Vorposten handeln, so dass die Art möglicherweise einheimisch ist (Wisskirchen & Haeupler 1998). Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft werden. Frühmittel-alterliche Nachweise bei Mikulcice in der ehemaligen Tschechoslowakei (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nach-gewiesen (Haug 1915). In Deutschland großräumig verbreitet, vor allem von der Mittelgebirgsschwelle bis in die Alpen (Bettinger et al. 2013). Sege-talpflanze (Kästner et al. 2001) trockener Standorte auf Äckern, Brachen, Geröllhalden, in Kiesgruben, auf Weiden und an Bahndämmen (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Die Art ist zurückgehend, da zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt wurden (Bettinger et al. 2013).

*Galium mollugo* (Rubiaceae): Submediterranes Florenelement (Sebald et al. 1996a). Möglicherweise im Kaukasus und nördlichem Kleinasien einhei-misch (Hegi 1918). Die Art gilt als Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002). Die Art wird nach Wisskirchen & Haeupler (1998) als möglicher, eingebürgerter Neophyt eingestuft. Hier aufgrund der wahrscheinlichen Einbringung mit den Römern und den frühen Hinweisen auf Verwildерungen als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise des *Galium mollugo*-Aggregats aus der Römerzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1596 aus der Umgebung von Ulm (Schorler 1908). In Deutschland zerstreut vor allem am nördlichen Rand der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Vorkommen auf Wiesen, an Hecken, Straßenrändern, in Weinbergen, in Gebüschen, in feuchten Wald- und Waldsaumgesellschaften (Hegi 1918, Sebald et al. 1996a). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden. Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als D „Daten unzureichend“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Galium parisiense* (Rubiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in Südeuropa (Sebald et al. 1996a) und Kleinasien (Hegi 1918). Die Art gilt als Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), und wurde nach Schneider et al. (1994) mit Getreidesaatgut eingebracht. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg seit 1826 belegt (Sebald et al. 1996a). Frühere Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Die Art wurde in den letzten Jahren mehrfach in Baden-Württemberg, z.B. im Kehler Hafen nachgewiesen, wobei es sich hierbei um neophytische Neueinschleppungen handeln könnte (vgl. Amarell 2010). Standorte auf Stoppelfeldern (Österreich, Melzer & Barta 1995), Äckern, Ruderalfächen (Hegi 1918). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Der überwiegende Anteil der Fundorte wurde nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 1 „Vom Aussterben bedroht“ bewertet (Metzing et al. 2018), mit nur noch vereinzelten Vorkommen. Möglicherweise jedoch Neueinschleppungen (Amarell 2010).

*Galium spurium* (Rubiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in Südeuropa und Kleinasien (Hegi 1918). Die Unterart *spurium* ist wahrscheinlich eine durch menschliche Selektion entstandene Sippe (Verlust der hakig-borstigen Fruchtoberfläche) (Sebald et al. 1996a). Die Art gilt als Ackerkulturnbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis von Diasporen in der Bandkeramischen Siedlung von Rössing im Leinetal (Willerding 1988), zudem Nachweis datiert mit ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur (Küster 1985b). In Deutschland Vorkommen vor allem im östlichen Teil der Mittelgebirgsschwelle und des Süddeutschen Stufenlandes (Bettinger et al. 2013). Die Unterart *spurium* kommt vorwiegend in Leinäckern, die Unterart *infestum* (= *G.s. vaillantii*) auch in Getreidefeldern vor (Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), und daher wahrscheinlich im Rückgang (Kästner et al. 2001). Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Galium tricornutum* (Rubiaceae): Von natürlichen Standorten nur aus Steppen und Halbwüsten des irano-turanischen Gebietes und Nordafrikas angegeben, möglicherweise auch in anderen Teilen des Mittelmeergebietes ursprünglich einheimisch (Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturnbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Belege aus dem 2 Jh. n. Chr. bei Walheim (Pühler 1990 in Sebald et al. 1996a). In Deutschland großräumig verbreitet, Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf lehmigen Äckern, Brachen, Ruderalfächen, Getreidefeldern und Schuttplätzen (Hegi 1918, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art ist im Rückgang (Sebald et al. 1996a, Kästner et al. 2001) und wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdete Art“ bewertet (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Geranium columbinum* (Geraniaceae): Ursprüngliches Areal möglicherweise im südlichen Mittelmeergebiet, im Libanon und Israel, Nordafrika, Ukraine, Vorderasien und im Kaukasus (Sebald et al. 1992b). Wahrscheinlich mit Getreide oder als Ruderalpflanze verschleppt (Hegi 1975b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der späten Bronzezeit bei Zürich, Schweiz (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). Vorkommen fast im gesamten Gebiet Deutschlands, im Norddeutschen Tiefland vor allem in Jungmoränengebieten (Bettinger et al. 2013). Standorte in Ruderalfluren, in Gebüschen, Buschweiden, Hecken, an trockenen Wald-, Weg- und Ackerrändern, in Brachfeldern, Weinbergen, auf Schuttstellen und ruderal geprägtem Grünland (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992b). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Geranium dissectum* (Geraniaceae): Ursprungsgebiet wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und im Vorderen Orient, möglicherweise auch im Kaukasus (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992b, Kästner et al. 2001). Gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), rezent auch in Leinsaat (Müller 1950) sowie mit Klee- und Grassamen aus Frankreich, den Niederlanden und Großbritannien eingeführt (Hegi 1975b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem späten Neolithikum in Burgliebenau/Merseburg (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915), auch von Bauhin 1598 bei Bad Boll (Sebald et al. 1992b). In ganz Deutschland verbreitet, weniger häufig im Nordostdeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) auf Lehm- und Kiesböden in Getreide-, Klee-, Luzerne-, Flachs- und Kartoffeläckern, Weinbergen, Gärten, Parkrasen, an Bahn-dämmen, Wegrändern, beständig als Unkraut unter Getreide, Hackfrüchten und Futterpflanzen (Hegi 1975b). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

*Geranium divaricatum* (Geraniaceae): Ursprünglich in Südeuropa, Südosteuropa und Vorderasien beheimatet (Sebald et al. 1992b). Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), wohl auch mit Getreide eingeschleppt (Hegi 1975b). Ob erst mit den Arabern im Mittelalter oder schon zur Völkerwanderungszeit oder, was am wahrscheinlichsten ist, schon in der subborealen oder der borealen Trockenperiode eingebracht, lässt sich nicht entscheiden (Hegi 1975b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg 1898 bei Mannheim nachgewiesen (Sebald et al. 1992b). In Deutschland aktuell einzelne zerstreute Vorkommen z.B. im Elbsandstein-gebirge (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) auf Lehmböden in Unkrautfluren und Heckensäumen, in Gebüschen, auf Fels-schutt und in Weinbergen (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992b). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013) und in der Roten Liste bundesweit als 1 „Vom Aussterben bedroht“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Geranium molle* (Geraniaceae): Möglicherweise ursprünglich in Westasien, Nordafrika, Kaukasus einheimisch (Sebald et al. 1992b). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem frühen Mittelalter bei Lund/Schweden, dem hohen und späten Mittelalter bei Uhersky Brod/ehemalige Tschecho-slowakei, und ein unsicherer Fund aus der Römischen Kaiserzeit in Großbritannien (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). In ganz Deutschland verbreitet, mit Schwerpunkt im Norddeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et

al. 2001) mit Standorten in Unkrautfluren, ruderal beeinflussten Dünen, Trockenrasen und an Straßenrändern (Sebald et al. 1992b, Franke et al. 2009). Obwohl zahlreiche Fundorte nicht nach 1980 bestätigt wurden (Bettinger et al. 2013), sind keine weiteren Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Geranium pusillum* (Geraniaceae): Wahrscheinliches Ursprungsgebiet im südöstlichen Mittelmeergebiet, z.B. Italien und in Kleinasien (Hegi 1975, Kästner et al. 2001). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), rezent auch in Leinsaat vorhanden (Müller 1950). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise in Zentraleuropa aus der Bronzezeit (Kästner et al. 2001). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), aber wahrscheinlich vor 1492 in der Natur vorkommend. In ganz Deutschland, mit Ausnahme der Alpen, weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) in Unkrautfluren an Wegen, auf Schuttplätzen, in Weinbergen, in Hackfruchtäckern, Parkrasen, auf Weiden und in Viehlägern (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992b). Obwohl zahlreiche Fundorte nicht nach 1980 bestätigt wurden (Bettinger et al. 2013), sind keine weiteren Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Glaucium corniculatum* (Papaveraceae): Im ganzen Mittelmeergebiet verbreitet (Hegi 1986). Die Art ist möglicherweise einheimisch (Wisskirchen & Haeupler 1998), wird aber z.B. für Ungarn aufgrund archäobotanischer Nachweise als Archäophyt eingestuft (Terpó et al. 1999). Die Art ist wahrscheinlich mit Saatgut eingebracht, da Vorkommen in Getreideäckern (Hegi 1986, Willerding 1986). Die Art wird aufgrund der Hinweise zum Areal, der Einführungsweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. Früheste subfossile Nachweise in Ungarn aus der Bronzezeit (Willerding 1986). Nachweise liegen z.B. 1885 im Mannheimer Hafen vor (Lutz 1885, Junghans 2015). Aktuelle Nachweise gibt es nur aus dem Gebiet Thüringer Becken und Randplatten (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren insbesondere der Getreideäcker (Hegi 1986, Willerding 1986). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013) und in der Roten Liste bundesweit als 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Glebionis segetum* (Asteraceae): Ursprünglich wahrscheinlich in Nordafrika (Kästner et al. 2001) einheimisch, möglicherweise auch im östlichen Mittelmeergebiet, in der Ägis und Südwestasien (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Ackerkulturbegleiter, sowie verwilderte Nutz- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002), mit Getreidesaatgut ausgebreitet (Schneider et al. 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Mitteleuropa sind die bislang ältesten subfossilen Nachweise aus dem römerzeitlichen Brunnen von Irrel/Bidburg-Prüm bekannt (Willerding 1986). Die Art war in Mitteleuropa im 16. Jh. weit verbreitet (Kästner et al. 2001). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). In Deutschland Vorkommen mit Schwerpunkt im Norddeutschen Tiefland und Teilen der Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Standorte in Hackfruchtäckern wie Kartoffelfeldern, in Getreidefeldern, an Wegrändern, auf Bahndämmen, in Güterbahnhöfen, auf Schuttplätzen und in Weinbergen (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), durch Fruchtwechselwirtschaft und Saatgutreinigung im Rückgang (Kästner et al. 2001). In der Roten Liste bundesweit als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Heliotropium europaeum* (Boraginaceae): Das ursprüngliche Areal dieser orientalisch-mediterranen Art ist wahrscheinlich auf Vorderasien beschränkt, so z.B. Vorkommen in Syrien, Mesopotamien, Persien und im Kaukasus (Hegi 1975e). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der Bronzezeit bei Valeggio/Mincio in Norditalien (Willerding 1986). Hegi (1975d) schließt aus dem Rückgang im Oberrheintal und andernorts, dass die Art zur Römerzeit oder im Mittelalter absichtlich eingeführt worden ist. In Gärten 1548 vorkommend (Turner 1548). In Deutschland aktuell wenige Vorkommen entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse, sonst teilweise synanthrophe Vorkommen (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Sand- und Kiesböden in Weinbergen, Hackfrüchtäckern, Ackerbrachen und an Wegrändern (Hegi 1975e, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerröderwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Viele Fundorte vor 1950 erloschen (Bettinger et al. 2013). Die Art wird mit 2 „Stark gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Herniaria glabra* (Caryophyllaceae): Im Gebiet nur die gebietsfremde Unterart *glabra*, mit Vorkommen bis Westsibirien, Persien, im Mittelmeergebiet und in Nordafrika (Hegi 1979a). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002). Wahrscheinlich wurde die Art zur Zeit der Ackerkulturbegleitarten eingebracht. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Bayern 1728 in Brachäckern um Burleffingen nachgewiesen (Sebald et al. 1990a). In ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte auf trockenen kalkarmen Sand- oder Kiesböden, Wegen und Wegrändern, an Rainen und Dämmen auf offenen Sandböden, in Sand- und Trockenrasen z.B. Grasnelken-Schafschwingelrasen und Silbergrasfluren, auch in sandigen Trittgesellschaften, früher auch an Flussufern (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a, Kreuijsen & Weeda 1992). Einige Fundorte wurden nur bis 1950 bzw. 1980 nachgewiesen (Bettinger 2013), der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist jedoch nicht bekannt.

(*Neobiot*) *Herniaria hirsuta* (Caryophyllaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im submediterranen Teil Europas, Nordafrika und Vorderasien (Sebald et al. 1990a, Jäger et al. 2008). Wird von Tokarska-Guzik et al. (2010) für Polen als Archäophyt eingestuft, daher möglicherweise auch im Bezugsgebiet archäophytisch zu bewerten. Durch Wisskirchen & Häupler (1998) und Metzing et al. (2018) als eingebürgerter Neophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Nach Müller et al. (2021) möglicherweise in Bayern einheimisch. Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland, insbesondere entlang des Rheins (Bettinger et al. 2013). Auf Sand- und Kiesböden auf Wegen, auf Bahnhöfen, in Sandrasen (Sebald et al. 1990a). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang (Sebald et al. 1990a).

*Hordeum murinum* subsp. *murinum* (Poaceae): Die Unterart gilt als submediterranes Florenelement (Sebald et al. 1998a) mit wahrscheinlichem Ursprung im Mittelmeergebiet und Westasien (Davison 1970). Sie kommt im östlichen Mittelmeergebiet, im Kaukasus, Mittelasien, Irak, Iran, Pakistan, Nordindien und Saudi-Arabien vor (Hegi 1998). Die Unterart *murinum* ist in Deutschland archäophytisch (Wisskirchen & Haeupler 1998, Klotz et al. 2002), die Unterart *leporinum* ist nach Bettinger et al. (2013) und Floraweb (2023) ein sich etablierender Neophyt. Die Einfuhrvektoren sind nicht genau bekannt (Klotz et al. 2002). Die Unterart *leporinum* wurde wohl mit Woll- und Südfruchttransporten eingebracht (Sebald et al. 1998a).

Subfossil wahrscheinlich bei Trebus/Brandenburg aus dem mittleren und späten Neolithikum nachgewiesen (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), später von Bauhin 1598 in der Umgebung von Bad Boll (Sebald et al. 1998a). Die Unterart *murinum* ist in Deutschland großräumig verbreitet, insbesondere im südlichen Norddeutschen Tiefland, in der östlichen Mittelgebirgsschwelle, sowie im Saar-Nahe-Bergland und dem Oberrheinischen Tiefland. Für die neophytische Unterart *leporinum* liegen nur Einzelnachweise aus der Zeit vor 1950 vor (Bettinger et al. 2013). Die Unterart kommt ruderal an Wegen und Dämmen, an Straßenrändern, Mauern, Zäunen und Schuttplätzen, vorwiegend in der Nähe von Ortschaften vor (Hegi 1998). Es sind keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen vorhanden.

(*Neobiot*) *Hordeum vulgare* (Poaceae): Die genetischen Zentren liegen wahrscheinlich im Mittelmeergebiet und in Äthiopien (Willerding 1969). Die Art kommt nach Bettinger et al. (2013) und Floraweb (2023) nur als unbeständiger Neophyt vor. Die Art wird häufig als Sommer- oder Wintergetreide angebaut (Sebald et al. 1998a) und kommt als verwilderte Nutzpflanze vor (Klotz et al. 2002). Fossiler Nachweis für Baden-Württemberg im 55. Jh. v. Chr., z.B. bei Bietigheim (Piening 1989 in Sebald et al. 1998a). Turner (1548) vermerkt die Art bereits als häufig. Mit Ausnahme des Alpenvorlandes und der Alpen wahrscheinlich in ganz Deutschland vorkommend (Bettinger et al. 2013), jedoch nach Bettinger et al. (2013) bisher nur synanthrope Vorkommen bekannt. Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art genannt. Keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen vorhanden.

*Hyoscyamus niger* (Solanaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in den mediterran-orientalischen Bergländern (Kästner et al. 2001). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002) und bereits von den Römern als Heilpflanze verwendet (Kästner et al. 2001). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis datiert mit ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). In Dordrecht, Niederlande für den Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). Zerstreut in ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Schuttstellen und am Fuß von Mauern u.a. Burgruinen (Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), und daher deutlich im Rückgang (Kästner et al. 2001). Die Art wird in der Roten Liste bundesweit als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Hyssopus officinalis* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal in Südeuropa und Westasien (Sebald et al. 1998a). Die Art wurde als Gewürz-, Heil- und Zierpflanze angebaut (Sebald et al. 1998a) und wird in Polen als Archäophyt eingestuft (Tokarska-Guzik et al. 2010). Verwilderte Nutz- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002). Die Art wird von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Metzing et al. (2018) als etablierter Neophyt eingestuft. Wird jedoch seit dem Mittelalter in Deutschland angebaut, so z.B. aus dem 13. Jh. bei Tübingen belegt (Sebald et al. 1998a). Hier aufgrund der langen Nutzung als Kulturpflanze und des Verwilderungspotenzials als Archäophyt bewertet. Aktuell Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf flachgründigen Steinböden, in Weinbergen, Trockenrasen, Felsband- und Mauergesellschaften (Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang.

*Iberis amara* (Brassicaceae): Ursprungsgebiet im Mittelmeergebiet, einschl. Südosteuropa, Pyrenäen, eventuell auch die iberische Halbinsel (Krausch 2003). Als Zierpflanze eingebbracht (Klotz et al. 2002), zudem wurden die Samen auch in der Heilkunde verwendet (Hegi 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912, Haug 1915), möglicherweise bereits 1548 in der Umgebung von Bonn und in Friesland (Turner 1548), jedoch ist die Synonymie unklar. Als Archäophyt etwa 1965 ausgestorben, seitdem nur noch unbeständig adventiv bzw. angesalbt (Metzing et al. 2018). In Deutschland aktuell kleinräumig verbreitet, vor allem in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Getreideäckern, in Ruderalfuren, in Kiesgruben, auf Kiesbänken, an Flussufern, gelegentlich an Schuttstellen, sowie in Trockenrasen (Hegi 1986, Sebald et al. 1990b). Im 19. Jh. gehörte die Art zur Ackerwildkrautflora der Fränkischen Alb (Schnizlein & Frickhinger 1848, Poschlod 1986). Die Art wird aktuell bundesweit mit 0 ‚Ausgestorben oder verschollen‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(Kryptogen) *Iberis linifolia* subsp. *boppardensis* (Iridaceae): Das Ursprungsgebiet von *Iberis linifolia* liegt in Südwest- und Südeuropa (Hegi 1986). In Deutschland nur sehr wenige Fundorte bekannt (Floraweb 2023), die wahrscheinlich alle synanthrop sind. Die Unterart *Iberis linifolia* subsp. *boppardensis* wurde von Bach 1838 an der Burg bei Boppard am Rhein oberhalb von Koblenz belegt (Hegi 1986). Es handelt sich bis heute um das einzige bekannte Vorkommen dieser Unterart, für die die Verantwortlichkeit Deutschlands als besonders hoch eingestuft wird (Metzing et al. 2018). In der Roten Liste als 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Ob es sich überhaupt um eine eigenständige Unterart handelt, ist umstritten (BG Mainz 2022); eine molekulargenetische Abklärung der Verwandtschaftsbeziehungen wäre sinnvoll. Ungeklärt ist auch der floristische Status der Unterart. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt, der möglicherweise einheimisch ist, bewertet. Da *Iberis linifolia* auch mindestens seit dem 18. Jahrhundert im Gartenbau genutzt wird (Rückert 1796), könnte der Ursprung des Bopparder Vorkommens auch auf einer Ansälbung mit neophytischen Individuen beruhen. Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft werden; die Unterart wird hier vorläufig als kryptogen geführt.

*Iris germanica* (Iridaceae): Das ursprüngliche Areal liegt in Südosteuropa, im Mittelmeergebiet und in Vorderasien (Krausch 2003). Die Art gilt als verwilderte Nutz- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002), und wurde als Heilpflanze verwendet (Krausch 2003). Möglicherweise ist die Art eine alte hybridogene Kulturpflanze (Jäger 2012), die schon durch die Römer nach Westeuropa und das südliche und westliche Mitteleuropa gebracht wurde. Gesicherte Nachweise für eine Gartenkultur in diesen Gebieten liegen aus dem frühen Mittelalter vor, so gehörte die Art zum Bestand des um 1410 im Oberrheingebiet gemalten „Paradiesgärtlein“ (Krausch 2003). Im Mittelalter in Deutschland verbreitet. Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Metzing et al. (2018) als Archäophyt bewertet. Aktuell Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Mauern, Felsen, an steilen Hängen und Böschungen in Weinbaugebieten, sowie an Burgruinen (Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch sind keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Isatis tinctoria* (Brassicaceae): In Südosteuropa und Südwestasien beheimatete Steppenpflanze (Baschant 1955). Ursprünglich wohl in den Steppengebieten um den Kaukasus, in Inner- und Vorderasien bis Ostsibirien vorkommend (Hegi 1986). Alte Kulturpflanze, zum Blaufärben verwendet (Baschant 1955). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Schon zur Römerzeit und noch früher bekannt. Caesar berichtet von seinem Feldzug gegen England im Jahre 54 v. Chr., dass sich die Britannier vor dem Kampf die Körper mit Waid blau gefärbt hätten. Aus altdeutschen Gärten von der Hl. Hildegard um 1150 genannt. Aus Schwaben ist der Anbau aus dem Jahr 1276 belegt (Hegi 1986), 1392 in Erfurt (Wilmanns & Kobel-Lamparski 2008). Im ganzen Rheintal, z.B. von Bauhin 1622 bei Grenzach, von Fuchs 1542 an den Nebenflüssen Neckar, z.B. in Tübingen (Sebald et al. 1990b), von Bock 1550 an Main und Nahe bekannt (Hegi 1986), 1548 von Turner am Rhein und aus Getreidefeldern angegeben, und von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). Aktuell in Deutschland Vorkommen vor allem im Süddeutschen Stufenland und seinen Randgebirgen sowie in der östlichen Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Bahnschotter, in Steinbrüchen, an Wegen und Rainen, in lückigen Trocken- und Halbtrockenrasen oder in natürlichen Steinschuttgesellschaften, ähnlich wie in den Steppengebieten Ost- und Südosteuropas (Hegi 1986). Wahrscheinlich nach Einstellung des Anbaus sowie durch Verlust geeigneter Standorte junger Sukzessionsstadien im Rückgang (Sebald et al. 1990b). Seit den 1980er Jahren wird der Färberwaid in Thüringen wieder flächenmäßig angebaut (Kaiser-Alexnat 2008).

*Juglans regia* (Juglandaceae): In den Schluchtwäldern der Gebirge der Balkanhalbinsel sowie in Kleinasien und vielleicht auch in Zentralasien ursprünglich verbreitet (Hegi 1981, Sebald et al. 1992a). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit, ca. 220-415 n. Chr. (Bunnik et al. 1995), z.B. in Rottweil/Baden-Württemberg (Sebald et al. 1992a, Stika 1996). Bei Dordrecht (Niederlande) für den Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). Aktuell vor allem in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen, im westlichen Alpenvorland und im Norddeutschen Altmoränengebiet verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte in lichten Eichen-Ulmen-Wäldern, in Lindenmischwäldern und als seltener Begleiter in der Hartholzaue (Sebald et al. 1992a). Möglicherweise mit expansiver Ausbreitungstendenz (Ruhrgebiet, Fuchs et al. 2006).

*Kickxia elatine* subsp. *elatine* (Scrophulariaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Submediterrangebiet (Kästner et al. 2001) von Nordafrika bis Vorderasien (Sebald et al. 1996a). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Ein unsicherer, subfossiler Nachweis aus dem Mittelalter (13.-15 Jh., evtl. 16 Jh.?) bei Chodov/Prag, Tschechische Republik (Willerding 1986), als Ackerkulturbegleiter wahrscheinlich schon viel früher eingeschleppt. Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). In Deutschland aktuelle Vorkommen vor allem im südlichen Norddeutschen Tiefland und den angrenzenden Teilen der Mittelgebirgsschwelle, zudem in den Tieflagen des Süddeutschen Stufenlandes, entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse (Bettinger et al. 2013). Auf kalkarmen Lehmböden in Getreidefeldern, auf Stoppelfeldern und Brachen, in Schuttgesellschaften, und auch im Gleisschotter (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Im Rückgang (Sebald et al. 1996a, Kästner et al. 2001), denn zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al.

2013) und in der Roten Liste als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Rückgang wird wahrscheinlich durch anhaltenden großflächigen Maisanbau verstärkt (Sebald et al. 1996a).

*Kickxia spuria* subsp. *spuria* (Scrophulariaceae): Ursprüngliches Areal im Mittelmeergebiet (Hegi 1975f), wahrscheinlich von Nordafrika bis Vorderasien (Sebald et al. 1996a). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), der mit Getreide und Stroh verschleppt, und zudem früher offizinell verwendet wurde, evtl. zudem als Mauerbewuchs in Gärten genutzt (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem 6./8. Jh. n. Chr. bei Lauchheim (Stork & Rösch 1993 in Sebald et al. 1996a). Von Harder ca. 1562 in der Umgebung von Ulm belegt (Sebald et al. 1996a), zudem von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977). In Deutschland großräumig verbreitet mit Schwerpunkt im Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf kalkreichen Lehmböden in Ackerwildkrautfluren auf Getreidefeldern, in Stoppeläckern und Brachen (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), im gesamten Bezugsgebiet im Rückgang (Kästner et al. 2001) und in der Roten Liste als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Lamium album* (Lamiaceae): Es ist unbekannt, ob die Art in den osteuropäischen und westasiatischen Gebirgen einheimisch ist, da sie durch die Tätigkeit des Menschen schon in alter Zeit weit nach Westen und Norden ausgebreitet wurde (Hegi 1975f). Sie ist Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), und wurde zudem offizinell verwendet (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Unsicherer subfossiler Nachweis aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Bergheim/Erftkreis, sicher aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit für Göttingen belegt (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1594 in der Umgebung von Ulm gemeldet (Schorler 1908, Schinnerl 1912). In ganz Deutschland weit verbreitet (Bettinger 2013). Standorte auf Lägern, an Dorfwegen, Bahndämmen, Schuttplätzen, Zäunen, Hecken und in Saumgesellschaften (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte wurden nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise zurückgehend.

*Lamium amplexicaule* (Lamiaceae): Das ursprüngliche Areal ist wahrscheinlich im Orient (Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Ein subfossiler Nachweis datiert mit ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm gemeldet (Schorler 1908). In Deutschland weit verbreitet, weniger in den Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Äckern, Wintergetreide- und Hackfruchtfeldern, Brachen, Weinbergen, Gärten, Kunstwiesen, trockenen Weiden, an Ruderalstellen und Schuttplätzen (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte wurden nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

*Lamium confertum* (Lamiaceae): Das ursprüngliche Areal liegt möglicherweise wie bei *Lamium hybridum* in den Atlasländern und Vorderasien. Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Aktuell wenige Fundorte in Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt (Bettinger et al. 2013). Die Art besiedelt als Segetalpflanze Ackerröte- und Wildkrautfluren. Etwa die Hälfte der Fundorte nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013) und in der Roten Liste als D „Daten unzureichend“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Lamium hybridum* (Lamiaceae): Möglicherweise ursprüngliches Areal in den Atlasländern und Vorderasien (Hegi 1975f). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Deutschland Vorkommen mit Schwerpunkt im Nordwestdeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) auf Lehmböden in Äckern, Weinbergen und Gärten (Hegi 1975f). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), und regional zurückgehend (Kästner et al. 2001).

*Lamium purpureum* (Lamiaceae): Das ursprüngliche Areal liegt wahrscheinlich im europäischen Mittelmeergebiet (Kästner et al. 2001) und in Westasien (Hegi 1975f). Die Art ist Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde mit Kulturpflanzen eingebracht (Hegi 1975f), zudem vielleicht auch mit Leinsaat (Müller 1950). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Sipplingen/Bodensee (Willerding 1986), zudem im 40. Jh. bei Hornstaad (Sebald et al. 1996a). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), später von Bauhin 1598 für den Teckberg in der Schwäbischen Alb genannt (Sebald et al. 1996a). In Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Lehmböden in Gemüse- und Hackfruchtfeldern, Brachen, Weinbergen, Gärten, Viehängern, an Zäunen und an Mauern (Hegi 1975f). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

*Lappula squarrosa* (Boraginaceae): Mediterran-orientalische Art, mit Ursprung in den Steppengebieten Südosteupas und Südwestasiens (Otte 1989), so Vorkommen im südöstlichen Mittelmeergebiet, gemäßigten Asien bis Sibirien. Die ursprüngliche Nordwestgrenze verläuft wahrscheinlich durch Ungarn und Italien (Hegi 1975e). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Die Klettfrüchte werden epizisch, z.B. mit Schafen, und auch mit Wolltransporten verschleppt, zudem mit Trockenballast, sowie mit Getreide und Kleesaaten besonders aus Osteuropa eingeschleppt (Hegi 1975e). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Vorkommen unter Felsbalmen, den Lagerstätten des Donautals sind seit dem Neolithikum vorstellbar (Sebald et al. 1996a). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912, Sebald et al. 1996a). Zerstreut in ganz Deutschland vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Kies- und Sandböden in Weinbergen, auf Brachen, an Acker- und Wegrändern, auf Gartenmauern, Schutt, Bahndämmen, Kiesalluvionen, Dünen, an Lagerstellen unter überhängenden Felsen, oft nur vorübergehend mit Getreide oder Klee eingeschleppt (Hegi 1975e, Sebald et al. 1996a). Sehr viele Fundorte vor 1950 erloschen (Bettinger et al. 2013) und in der Roten Liste als 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Lathyrus aphaca* (Fabaceae): Ursprüngliches Areal im Orient von den Balkanländern bis Persien, Afghanistan und Ägypten (Hegi 1975b). Infolge des Ackerbaus eingeschleppt (Kästner et al. 2001), auch versuchsweise als Futterpflanze angebaut (Hegi 1975b). Ob auch als Zierpflanze eingebracht (Klotz et al. 2002), ist zu klären. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912), zudem von Bauhin 1598 bei Bad Boll belegt (Sebald et al. 1992a). In Deutschland Vorkommen vor allem im westlichen Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Ackerwildkraut, in Sommergetreide-, Klee- und Wickenäckern, an Feldrainen, in Gärten, an Ruderalstellen (Hegi 1975b), in Obstgärten, auch an Waldrändern in Trifolio-Geranietea-Gesellschaften (Nobis et al. 2011). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Erheblicher Rückgang durch Herbizideinsatz und Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung (Sebald et al. 1992a). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Lathyrus hirsutus* (Fabaceae): Ursprüngliches Areal im gesamten Mittelmeergebiet (Hegi 1975b), Vorkommen auch in der Ukraine, auf der Krim und in Transkaukasien (Sebald et al. 1992a). Ackerkultur- und Saatgutbegleiter (Klotz et al. 2002), und z.B. mit süd- und südosteuropäischen Getreide- und Wicken-Saaten verschleppt (Hegi 1975b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Wahrscheinlich bereits in der Jungsteinzeit mit Getreide eingebracht (Sebald et al. 1992a). Subfossile Belege erst aus der Römischen Kaiserzeit für Haidin/Pettau/Slowenien (Willerding 1986). Vereinzelt war die Art aus dem Jura und Oberrheintal schon Bauhin Anfang des 17. Jh. bekannt (Hegi 1975b). Mit Ausnahme der Alpen, zerstreut in ganz Deutschland vorkommend, Schwerpunkt im Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Getreidefeldern besonders Wintersaaten, Wickenäckern, Brachen, an Feldrainen, in Hecken, Steinbrüchen und in gestörten Halbtrockenrasen (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Lathyrus nissolia* (Fabaceae): Einheimisch wahrscheinlich in Südeuropa, im pannonischen Gebiet, bis zu den Kaukasusländern und Syrien (Hegi 1975b). Hinsichtlich der Verbreitung gibt es mögliche Unterschiede in den Varietäten *nissolia* (ozeanischer) und *pubescens* (kontinentaler), wobei wohl nur die var. *nissolia* (= *glabrescens*) in Westeuropa vorkommt (Andreas 1965). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und ist in neuerer Zeit wahrscheinlich auch mit Saatgut (Grassamenmischung von Straßenbegleitgrün) eingebracht worden (Griese 1989). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem Römerlager 100 n. Chr. von Isca-Caerleon/Wales/Großbritannien (Willerding 1986). In Baden-Württemberg von Bauhin 1622 für Weil genannt (Sebald et al. 1992a), vermutlich jedoch schon früher in der Natur verwildert. In Deutschland aktuell zerstreut vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte in Ackerrainen, in Getreidefeldern, auch in Gebüsch- und Heckensäumen (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994).

Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdet‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*(Neobiot) Lathyrus sativus* (Fabaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet oder Vorderasien (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992a). Sie gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002) und wurde seit dem Altertum zur Samengewinnung, als Viehfutter oder als Mengfrucht mit Sommerroggen oder Hafer angebaut (Hegi 1975b). Subfossile Belege aus Ungarn in der späten Bronzezeit (Willerding 1986), auch in der Tschechischen Republik seit der Bronzezeit angebaut (Pyšek et al. 2012). Im frühen Mittelalter war die Art nördlich der Alpen anscheinend noch unbekannt, sichere Angaben liegen erst aus dem 16. Jh. vor, z.B. zwischen Worms und Speyer (Hegi 1975b), zudem recht häufig bei Bonn (Turner 1548). Von Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet, jedoch wahrscheinlich nicht vor 1492 dauerhaft etabliert. Die Art wird als unbeständiger Neophyt eingestuft (Floraweb 2023, Hand et al. 2024). Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet. Aktuell zerstreute Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Die Art besiedelt Weinberge, Äcker und Schuttunkrautfluren (Sebald et al. 1992a). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Legousia hybrida* (Campanulaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich westmediterran, in Algerien wohl nur eingeschleppt (Kästner et al. 2001), Vorkommen im Mittelmeergebiet von Nordafrika, Portugal bis Zypern, auch in der Türkei, Nordwestiran, Kaukasus, Krim und Rumänien (Hegi 2008). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). In Deutschland aktuell vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Äckern, Getreidefeldern, Brachen und offenen Ruderalstellen (Hegi 2008, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Legousia speculum-veneris* (Campanulaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im zentralen bis östlichen Mittelmeergebiet (Kästner et al. 2001), Vorkommen von Nordostspanien bis Türkei, Syrien, Palästina, Südwestiran (Hegi 2008). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), auch mit Getreide- saatgut eingebracht (Schneider et al. 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus der Römerzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996). Wahrscheinlich von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Aktuelle Vorkommen in Deutschland vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Äckern, meist Getreideäckern, in Sandfeldern, an Wegen, und Ruderalstellen in Weinbergen (Hegi 2008). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die Art befindet sich im Rückgang (Kästner et al. 2001), zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

(*Neobiot*) *Lens culinaris* (Fabaceae): Die Küchen-Linse ist eine Kulturpflanze und stammt wahrscheinlich von den beiden Wildformen *Lens orientalis* und *Lens nigricans* ab (Hegi 1975b). Ursprüngliches Areal wahrscheinlich gemäßiges Asien bis zum Himalaya (Hegi 1975b). Seit der jüngeren Steinzeit in Vorderasien, Süd- und Mitteleuropa häufig der Samen wegen gebaut und nicht selten verwildernd (Hegi 1975b). Die Küchen-Linse ist eine der ältesten Kulturpflanzen der Erde. Als Breinahrung, Suppe oder Gemüsebeilage in der menschlichen Ernährung sowie in der Tierfütterung eingesetzt. Subfossile Nachweise aus der Eisenzeit von Samen in der Pfalz, in Westfalen und Thüringen (Hegi 1975b). Auf den trockenen, warmen Muschelkalkböden in Württemberg, Thüringen, Hessen und Franken, wo andere Kulturarten keine hohen Erträge liefern, hat sich der Linsenanbau in Mitteleuropa bis Ende des 2. Weltkrieges in geringem Umfang gehalten; in den letzten Jahrzehnten vor allem auf der Schwäbischen Alb wieder langsam steigender Anbau, vor allem auf ökologisch bewirtschafteten Flächen (LTZ 2020). Selten verwildert auf Schuttplätzen und Brachland. Wahrscheinlich bis heute in Deutschland nie dauerhaft etabliert. Von Floraweb (2023) als sich in Einbürgerung befindlicher Neophyt eingestuft; von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht genannt. Nach Hand et al. (2024) in Bayern in Einbürgerung befindlich.

*Leonurus cardiaca* subsp. *cardiaca* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich gemäßiges Asien bis zum Himalaya und bis zum östlichen Sibirien (Hegi 1975f). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die früher als Heilpflanze in Bauerngärten angepflanzt wurde (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem Hochmittelalter bei Tübingen (Rösch 1991). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm belegt (Schorler 1908, Schinnerl 1915), auch von Bauhin 1598 bei Östringen/Karlsruhe erwähnt (Sebald et al. 1996a). In Deutschland regional gehäufte Vorkommen (Bettinger et al. 2013). Das Arealbild der archäophytischen *L. cardiaca* subsp. *cardiaca* wird inzwischen durch zahlreiche Nachweise der neophytischen Sippen *L. cardiaca* subsp. *intermedius* und *L. cardiaca* subsp. *villosa* verwischt, die z.B. von Imkern oder als Bestandteil von Wildblumen-Ansaaten auch in der freien Feldflur gepflanzt bzw. angesät werden (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Schutt, an Dorfwegen, Zäunen, Hecken, auf trockenen Weiden und an Gebüschrändern (Hegi 1975f). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Unterart wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Lepidium campestre* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal in Kleinasien und dem Kaukasus (Hegi 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit, z.B. Samen in einem Brunnen des römischen Kastells von Welzheim aus der Zeit 230-250 n. Chr. (Körber-Grohne & Piening 1983 in Sebald et al. 1990b). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). In Deutschland großräumige Verbreitung, mit Vorkommen vor allem in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren gehackter Äcker, an Wegen, Dämmen oder Schuttplätzen (Hegi 1986), sowie in Stein- und Gipsbrüchen (Sebald et al. 1990b). Nur wenige Fundorte nach 1950 bzw. nach 1980 nicht wieder nachgewiesen (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich stabiler Ausbreitungsverlauf.

(*Kryptogen*) *Lepidium coronopus* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal im Mittelmeergebiet (Hegi 1986), Kleinasien und Irak (Sebald et al. 1990b). Als Arznei-, Gemüse- und Salatpflanze kultiviert (Thellung 1915, Hegi 1986). Gilt (als *Coronopus squamatus*) nach Wisskirchen & Haeupler (1998) als

einheimisch. Aufgrund der Angaben zum ursprünglichen Areal durch Hegi (1986) und Sebald et al. (1990b), zur Nutzung und den relativ späten Nachweisen könnte die Art auch gebietsfremd (wahrscheinlich Neophyt) sein. Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft werden; die Art wird hier vorläufig als kryptogen geführt. In Baden-Württemberg von Dieter 1588 für den Raum Bruchsal erwähnt (Sebald et al. 1990b). In Deutschland aktuell vor allem im Niedersächsischen Bergland, Harz, Thüringer Becken und Randplatten, sowie regional im Süddeutschen Stufenland und seinen Randgebieten, teilweise auch entlang der Flüsse und der Küste im Norddeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Trittgesellschaften, auf unbefestigten Feldwegen, an Weg- und Ackerrändern, an Ufern und Grabenrändern (Hegi 1986, Sebald et al. 1990b). Verlust vieler Standorte durch Befestigung von Feldwegen, Hofplätzen oder Uferböschungen usw. (Sebald et al. 1990b). Bundesweit mit 3 ‚Gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Lepidium ruderale* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal in Südwestasien (Baschant 1955) und im östlichen Mittelmeergebiet (Hegi 1986). Alte russische Heilpflanze (Hegi 1986), wahrscheinlich als Saatgut- oder Transportbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit, dem 1.-3. Jh. bei Feddersen Wierde (Körber-Grohne 1967, Willerding 1986) sowie im Kastell Welzheim aus der Zeit von 170-200 n. Chr. (Körber-Grohne & Piening 1983 in Sebald et al. 1990b). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Aktuell in Deutschland vor allem im östlichen Norddeutschen Tiefland, in der östlichen Deutschen Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Standorte in lückigen Unkrautfluren oder Trittgesellschaften, in kurzlebigen Ruderalfluren an Wegen, Straßen, und auf Bahnanlagen (Hegi 1986, Sebald et al. 1990b). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art breitet sich erst in den letzten Jahren verstärkt an salzbeeinflussten Straßenrändern (Banketten), so auch in den Niederlanden (Stolwijk 1998), aus. Diese eigentlich neophytischen Vorkommen wurden meist nicht von den länger etablierten Beständen, z.B. in Siedlungen unterschieden (Bettinger et al. 2013).

(Neobiot) *Lepidium sativum* (Brassicaceae): Wahrscheinlich von Abessinien aus durch Kultur verbreitet (Hegi 1986). Es wird angenommen, dass die Stammformen der bei uns seit dem Mittelalter kultivierten Gartenkresse im nordöstlichen Afrika (Ägypten bis Äthiopien) und in Südwestasien beheimatet waren (Sebald et al. 1990b). Es ist eine Kulturpflanze, die jung als Salat gegessen wird. Die Art kommt aber auch als Unkraut in Leinäckern vor (Hegi 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus der Römerzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Bundesweit nur unbeständig vorkommend (Hand et al. 2024), bei Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht aufgeführt. Zerstreute unbeständige, synanthrope Vorkommen vor allem in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautgesellschaften an Wegen, Dämmen oder Schuttplätzen, sowie in Leinfeldern (Hegi 1986). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*(Neobiot) Levisticum officinale* (Apiaceae): Das ursprüngliche Areal der gebietsfremden Art ist nicht bekannt. Die Art wurde als Gewürz- und Heilpflanze verwendet (Jäger et al. 2008). In der Tschechischen Republik aus dem 13.-15. Jh. bekannt (Pyšek et al. 2012), daher möglicherweise auch im Bezugsgebiet Archäophyt. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Von Bettinger et al. (2013) und Hand et al. (2024) als in Einbürgerung befindlicher Neophyt eingestuft; von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht aufgeführt. In Deutschland zerstreut, insbesondere in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in ruderalen Beifuß-, Distelgesellschaften und Queckenrasen (Klotz et al. 2002). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

*Linaria arvensis* (Scrophulariaceae): Südmediterrane Art mit Vorkommen im westlichen Asien und Teilen Nordafrikas (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Deutschland aktuell einzelne Vorkommen im Norddeutschen Tiefland, in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf meist sandigen, kalkarmen Böden in lückigen Unkrautfluren auf Hackfrüchtäckern, besonders Kartoffeläckern und Brachfeldern (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Der überwiegende Teil ehemaliger Vorkommen wurde nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art ist bundesweit im Rückgang (Kästner et al. 2001) und wird mit 1 ‚Vom Aussterben bedrohte Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*(Neobiot) Linum austriacum* (Linaceae): Das ursprüngliche Areal dieser pontisch-pannonischen Art (Hegi 1975c) liegt wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und Vorderasien (Lohmeyer & Sukopp 1992). In Botanischen Gärten angepflanzt, z.B. in Würzburg wahrscheinlich seit 1833 (Meierott 1990). Möglicherweise auch mit Esparsette und Luzerne eingeschleppt (Meierott 1990). Verwilderte Zierpflanze (Klotz et al. 2002). Gilt als etablierter Neophyt (Hand et al. 2024, Metzing et al. 2018). Nachweis der Art auf Felsen und Mauern der Ruine Godesberg bei Bonn vom „25.5.(18)44“ und bei Staßfurth verwildert 1856, zudem bei Seeberg/Gotha in Thüringen 1863 (Meierott 1990). Aktuelle Vorkommen in Deutschland vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). In Esparsetten- und Luzerne-Feldern (Meierott 1990), auf Böschungen und Dämmen, in Weinbergbrachen, auch in lückigen, ruderal beeinflussten Halbtrockenrasen (Sebald et al. 1992b). Keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen vorhanden (Bettinger et al. 2013).

*(Neobiot) Linum usitatissimum* (Linaceae): Die Stammform ist *Linum bienne*, mit Vorkommen in Zentral- und Vorderasien, im Mittelmeergebiet und in Nordafrika (Körber-Grohne 1994), welches wohl auch dem genetischen Zentrum entspricht (Willerding 1969). Lein wird in Mitteleuropa nördlich der Donau und westlich bis Nordfrankreich seit dem Neolithikum (Bandkeramik) angebaut (Körber-Grohne 1994), es bestehen fossile Nachweise aus dem mittleren Atlantikum bei Ulm-Eggingen (Sebald et al. 1992b). Die Pflanze diente zur Faserherstellung, die Samen wurden zudem als Nahrungsmittel genutzt (Körber-Grohne 1994). Der Anbau endete 1979 in Ostdeutschland, und begann z.B. in Baden-Württemberg erneut ab 1984 (Sebald et al. 1992b). Saatgutbegleiter, verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002). Von Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Von Harder

1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schorler 1908, Schinnerl 1912). Bei Dordrecht (Niederlande) für den Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). Von Bettinger et al. (2013) als unbeständiger, synanthroper Neophyt eingestuft, kommt jedoch in einigen Regionen nicht nur synanthrop vor. Bundesweit als unbeständig eingestuft (Hand et al. 2024). Von Floraweb (2023) als sich in Einbürgerung befindlicher Neophyt eingestuft; von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht genannt. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Die Art ist neuerdings auch Bestandteil von Vogelfuttermischungen (Müller 1950). In ganz Deutschland lückig verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte in Gärten, in Getreide- und Rübenfeldern, auf Schutt und an Wegrändern (Hegi 1975c). Keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen des Ausbreitungsverlaufes vorhanden (Bettinger et al. 2013).

*Lolium remotum* (Poaceae): Wahrscheinlich ursprünglich in Südosteuropa, Nordafrika, im temperaten Asien von Sibirien bis China (Hegi 1998), doch ist *Lolium remotum* möglicherweise eine unbewusst vom Menschen selektierte Art ohne natürliches Spontanareal (Welk 2001). Die Art gilt als Saatgut- oder Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und wurde wahrscheinlich zusammen mit dem Leinanbau (Hegi 1998), aber auch mit Serradella-Saatgut eingebracht (Scholz 1965). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Archäologische Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit (Stika 1996), z.B. dem 2.-3. Jh. n. Chr. bei Riegel in Baden-Württemberg (Sebald et al. 1998a), zudem bei Osterbolle, Dänemark (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). Nach 1980 nur vereinzelte Nachweise (Bettinger et al. 2013). Standorte ruderal auf Güterbahnhöfen, in Häfen, auf Schuttplätzen und an Wegrändern. Vorkommen früher in Leinfeldern, nach 1950 zudem in Serradella-Feldern (Hegi 1998). In aktuellen Leinfeldern nicht wieder nachgewiesen (Sebald et al. 1998a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Rückgang infolge des geringen Leinanbaus sowie durch verbesserte Saatgutreinigung (Jage 1964, Hegi 1998). In der aktuellen Roten Liste als 0 „Ausgestorben oder verschollen“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Lolium temulentum* (Poaceae): Wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und Vorderasien einheimisch (Natho 1957, Sebald et al. 1998a). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), zudem mit Getreidesaatgut eingebracht (Thellung 1915, Schneider et al. 1994, Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Als Segetalpflanze in Mitteleuropa nahezu ausgestorben, wird aber selten noch mit Getreide aus dem Mittelmeergebiet eingeschleppt (Amarell 2010). In neuerer Zeit auch im Vogelfutter (Müller 1950) sowie mit Öl- und Südfrüchten eingebracht (Hegi 1998). Subfossile Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum, z.B. aus der Jungsteinzeit bei Burgliebenau/Merseburg (Natho 1957) und wahrscheinlich auch bei Wangen/Bodensee (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll angegeben (Sebald et al. 1998a). Früher in Getreidefeldern, vor allem im Hafer und in der Sommergerste. Später auch auf Schuttplätzen, an Güterplätzen und Hafenanlagen, auf Ödland und an Wegrändern (Hegi 1998). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Fast alle Vorkommen sind bis Mitte des 20 Jh. erloschen (Bettinger et al. 2013). Aktuell nur vereinzelte Nachweise (Bettinger et al. 2013), z.B. am

2.6.2007 ein Individuum auf der Friesenheimer Insel bei Gleisanlagen im Industriehafen südwestlich der Diffené-Brücke (Amarell 2010). Die Art wird in der aktuellen Roten Liste mit 0 ‚ausgestorben oder verschollen‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Nach Hand et al. (2024) etablierte Vorkommen in Baden-Württemberg aktuell vorhanden. Die Verantwortlichkeit Deutschlands wird als hoch bewertet (Metzing et al. 2018). Der Rückgang ist vor allem durch verbesserte Saatgutreinigung bedingt (Sebald et al. 1998a).

*Malva alcea* (Malvaceae): Pontisch-mediterranes Florenelement, mit einer Verbreitung vom Balkan bis Südrussland (Hegi 1975c). Verwilderte Nutz- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002), die zu Heilzwecken verwendet wurde (Hegi 1975c), und aktuell noch als Gartenpflanze verwendet wird (Celka & Drapikowska 2008). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Boomborg Hatzum/Ems (Willerding 1986). Nachweis am Rhein bei Bonn (Turner 1548), auch von Harder 1574-1576 aus der Umgebung Überkingen bei Ulm genannt (Schorler 1908). Vorkommen in ganz Deutschland, dabei im Nordwestdeutschen Tiefland, im Alpenvorland und den Alpen zerstreut (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautgesellschaften auf Weiden, in lockeren Gebüschen, auf Waldlichtungen, an Bahndämmen, Burgwällen, Straßenrändern, Zäunen, Mauern, in Weinbergen, auch in trockenen Fels- und Hügelfluren (Hegi 1975c, Sebald et al. 1990b). Wahrscheinlich zurückgehend, da zahlreiche Fundorte nur bis 1950 bzw. 1980 nachgewiesen wurden (Bettinger et al. 2013).

*Malva moschata* (Malvaceae): Submediterranes Florenelement (Hegi 1975c), in Südwesteuropa und Südosteuropa verbreitet (Meusel et al. 1978). Wahrscheinlich nicht in Mitteleuropa einheimisch (Hegi 1975c). Verwilderte Zierpflanze (Klotz et al. 2002), wahrscheinlich auch mit Klee- und Grassaaten eingebracht (Hegi 1975c). Die Art könnte nach Wisskirchen & Häupler (1998) archäophytisch oder möglicherweise auch einheimisch sein. Aufgrund der Hinweise zum Areal, der Nutzungsgeschichte, der frühen Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. Wahrscheinlich subfossiler Nachweis bei Burgliebenau/Merseburg aus dem späten Neolithikum (Natho 1957, Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 am Auerberg bei Stolberg im Harz belegt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm genannt (Schinnerl 1912). Aktuell in ganz Deutschland verbreitet, weniger weit verbreitet im Norddeutschen Tiefland, im Alpenvorland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren trockener bis frischer Wiesen, Gebüschsäumen, an Waldrändern, Bahndämmen, Weg- und Straßenrändern, in Obstgärten und in Kleefeldern (Hegi 1975c, Sebald et al. 1990b). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang. Neuerdings als Bestandteil von Ansaatmischungen für Straßenböschungen usw. verwendet (Bettinger et al. 2013).

*Malva neglecta* (Malvaceae): Ursprünglich in der irano-turanischen Region (Stachurska-Swakoń & Bartoszek 2003, Protopopova et al. 2006), gilt als eurosibirisch-euroasiatisches Florenelement (Hegi 1975c, Sebald et al. 1990b). Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), wurde auch als Arzneipflanze kultiviert (Thellung 1915). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem Neolithikum, ca. 2000 v. Chr. (Schweden, Svensson & Wigren 1992), aus der Bronzezeit (Polen, Stachurska-Swakoń & Bartoszek 2003) und der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Biskupin (Polen, Willerding 1986). Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm belegt (Schorler 1908). In ganz Deutschland weit verbreitet, weniger weit im westlichen Teil des Nordwestdeutschen Tieflandes,

im Alpenvorland und in den Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in lückigen Unkrautfluren v.a. in ein- bis zweijährigen Hackunkraut- und Ruderalfluren (Sebald et al. 1990b), auf Schutthaufen, an Wegrändern, Mauern, auf Dämmen, in Gärten, auch auf trockenen Wiesen und in Heiden (Hegi 1975c), auch in städtischen Scher- und Trittrasen (Wittig 2001). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

*Malva pusilla* (Malvaceae): Wahrscheinlich ursprünglich im ostmediterranen Europa und Westasien (Hegi 1975c, Sebald et al. 1990b, Melzer & Barta 1992). Die Art gilt als Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit bzw. der römischen Kaiserzeit bei Hetzdorf/Strasburg und in der Uckermark. Frühere Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum auf Gotland (Schweden, Willerding 1986). In einer Frankfurter Flora 1828 genannt, wobei es sich möglicherweise um *Malva neglecta* handelte. 1837 für die Umgebung von Marburg (Ludwig 1990) und von Lechler 1847 für Schöntal, Baden-Württemberg erwähnt (Sebald et al. 1990b). Zerstreut in ganz Deutschland vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Ruderalplätzen aller Art z.B. in Häfen, Bahnhöfen, an Ackerrändern und auf Feldern und in Weinbergen (Hegi 1975c, Sebald et al. 1990b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Viele frühere Nachweise wurden nach 1950 nicht wiedergefunden (Bettinger et al. 2013). Die Art ist bundesweit rückläufig (Kästner et al. 2001) und wird mit 3 „Gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Malva sylvestris* subsp. *sylvestris* (Malvaceae): Eurosibirisch-westeurasisches Florenelement (Hegi 1975c, Sebald et al. 1990b), dessen ursprüngliches Verbreitungsgebiet wahrscheinlich im Mediterrangebiet und Südwestasien liegt (Kästner et al. 2001). Natürliche Standorte scheint die Art in den dalmatinischen Felsensteppen zu besitzen (Hegi 1975c). Als Heilpflanze (Gasparetto et al. 2010) und Teeersatz (Hegi 1975c), auch als Zierpflanze (Klotz et al. 2002) genutzt. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem frühen Neolithikum (Linienbandkeramik) bei Garsdorf/Bergheim (Willerding 1986), zudem aus der Jungsteinzeit bei Burgliebenau/Merseburg (Natho 1975) und aus dem späten Atlantikum bei Hornstaad (Sebald et al. 1990b). Wahrscheinlich Samenfunde bei Ostra in der Oberlausitz, die aus der letzten Eiszeit stammen (Hegi 1975c). Von Thal 1572-1577 im Harz genannt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm nachgewiesen (Schorler 1908). Bei Dordrecht (Niederlande) für den Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). Aktuell Vorkommen im Nordwestdeutschen Tiefland, regional in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Unkrautfluren auf wüsten Plätzen, Schuttstellen, an Zäunen, Mauerfüßen, Wegrändern, auf Düngerhaufen, in Hecken, auf Äckern, Rasen, Weinbergen, stark genutzten Weiden, Sandfeldern, auf Waldschlägen und in Felssteppen (Hegi 1975c, Sebald et al. 1990b). Viele frühere Nachweise wurden nach 1980 nicht wiedergefunden (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang begriffen.

*Marrubium peregrinum* (Lamiaceae): Pontisch-pannonisches Florenelement mit Verbreitung bis zum nördlichen Kaukasus und Kleinasien (Hegi 1975f). Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), auch als Heilkraut in deutschen Gärten angepflanzt (Hegi 1975f). Von Wisskirchen &

Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. In Thüringen im 16. Jh. auf einem Acker bei Halle belegt (Hegi 1975f). Aktuell einzelne Nachweise in Sachsen-Anhalt (Bettinger et al. 2013). Standorte auf trockenen, kalkreichen Böden in Weiden und Ödland (Hegi 1975f) und Halbtrockenrasen (Ebel & Fuhrmann 2010). Der überwiegende Teil der Fundorte wurde nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang. Möglicherweise durch Überdüngung der Landschaft zurückgegangen (Ebel & Fuhrmann 2010). Die Art wird bundesweit mit 1 ‚Vom Aussterben bedrohte Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Die Verantwortlichkeit für Deutschland wird mit (!) ‚Besondere Verantwortlichkeit für hochgradig isolierte Vorposten‘ bewertet (Metzing et al. 2018).

*Marrubium vulgare* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im östlichen Südeuropa, verbreitet bis Zentralasien (Hegi 1975f). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), als Heilkraut angepflanzt (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem 40. Jh. v. Chr. bei Hornstaad (Rösch 1985, Sebald et al. 1996a). Wahrscheinlich von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm belegt (Schorler 1908, Schinnerl 1915). Früher in ganz Deutschland zerstreut vorkommend, aktuell vor allem in der Mittelgebirgsschwelle von Sachsen-Anhalt und Thüringen (Bettinger et al. 2013). Standorte auf trockenen Weiden, Schutt, in Magerwiesen, an Dorfwegen, auf Ödland oder Viehlagerplätzen (Hegi 1975f). Der überwiegende Teil der Fundorte wurde nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 1 ‚Vom Aussterben bedroht‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Matricaria chamomilla* (Asteraceae): Ursprünglich möglicherweise in Südosteuropa einheimisch (Kästner et al. 2001), Vorkommen auch in Vorderasien (Hegi 1987). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), häufig in Bauerngärten kultiviert, und als Heilpflanze genutzt (Hegi 1987). *Matricaria chamomilla* (= *M. recutita*) wird von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem 40. Jh. v. Chr. von Hochdorf (Küster 1985b). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), auch von Bauhin 1598 aus der Umgebung von Bad Boll genannt (Sebald et al. 1996b). In ganz Deutschland, mit Ausnahme der Alpen, weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Getreidefeldern, Äckern, Brachen, in Ruderalfluren, in Dörfern, Weinbergen, an Mauern, Wegen und auf Schutt (Hegi 1987). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang insbesondere auf Äckern (Sebald et al. 1996b), jedoch an Straßen und ähnlichen Ruderalstellen auftretend (Sebald et al. 1996b).

*Melilotus albus* (Fabaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in Vorderasien, Südosteuropa bis Westsibirien (Sebald et al. 1992a, Hegi 1995). Verwilderte Nutz- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002), die in Europa im 16. und 17. Jh. als Heil- und Zierpflanze kultiviert wurde und heute als Futterpflanze angebaut wird (Sebald et al. 1992a). In Westeuropa spätestens um 1500 eingebürgert (Hegi 1995). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Reste, die sehr wahrscheinlich von dieser Art stammen, sind aus römer-kaiserzeitlichen Fundkomplexen von Neuß und Friesheim bekannt (Willerding 1986). Für die Umgebung von Bonn 1548 von Turner (1548) genannt, von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977) und von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Aktuell in ganz Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Küsten- und Binnendünen, an Flussufern, Bahndämmen,

Weg- und Ackerrändern, in Ruderalfuren, Mauern, Kies- und Steinbrüchen, sowie in lückigen Trockenrasen (Sebald et al. 1992a, Hegi 1995). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch keine weiteren Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Melilotus officinalis* (Fabaceae): Das Ursprungsgebiet reicht wahrscheinlich bis Westchina. Ursprüngliche Westgrenze lässt sich jedoch mehr feststellen (Sebald et al. 1992a, Hegi 1995). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die offiziell verwendet wurde (Hegi 1995). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Unsichere archäologische Nachweise aus der Römerzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). In ganz Deutschland aktuell weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte an Weg- und Straßenrändern, an Ufern, Ackerrändern, Mauern, in Weinbergen, auf Ruderalfstellen in trockenen Wiesen, Magerwiesen, Steinbrüchen, auf Bahnschotter und Baugelände (Sebald et al. 1992a, Hegi 1995). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch keine weiteren Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

(*Neobiot*) *Melissa officinalis* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal im östlichen Mittelmeergebiet und wahrscheinlich in Teilen des Orients (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Die Art wurde als Gewürz- und Heilpflanze, aber auch als Bienenfutterpflanze verwendet. Anbaugebiete lagen vor allem im Oberrheintal, im Jura und in Thüringen (Hegi 1975f). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Von Bettinger et al. (2013), Metzing et al. (2018) und Hand et al. (2024), denen hier gefolgt wird, wird die Art auf den heutigen Vorkommen als etablierter Neophyt eingestuft. Subfossile Nachweise liegen aus der Römerzeit in Baden-Württemberg vor (Stika 1996). In der Schweiz bereits in ca. 4000 Jahre alten neolithischen Siedlungen gefunden (Sebald et al. 1996a). In vielen Gärten 1548 vorhanden (Turner 1548). Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm nachgewiesen (Schorler 1908, Schinnerl 1912). Aktuell in ganz Deutschland zerstreut vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte in Hecken, an Zäunen, Mauern, in Weinbergen und auf Schutt in den Dörfern, in Bauerngärten (Hegi 1975). Der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt.

*Mentha x rotundifolia* (Lamiaceae): Die Art ist eine westmediterran-atlantische Art des Mittelmeergebietes (Hegi 1975f), wahrscheinlich auch in Südosteuropa einheimisch, da von den Römern genutzt. Trotz ihrer Häufigkeit dürfte sie im Oberrhein- und Mittelrheingebiet nicht einheimisch sein (Hegi 1975f). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), wahrscheinlich von den Römern als Heilpflanze angebaut (Hegi 1975f) und auch von den Römern ins Gebiet gebracht. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Nachweis von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm (Schorler 1908). Aktuell in ganz Deutschland zerstreut vorkommend, vielfach synanthrop (Bettinger et al. 2013). Standorte meist auf kalkarmen Böden an Wegrändern, Straßenrändern und an Weinbergmauern (Hegi 1975f).

*Mentha suaveolens* (Lamiaceae): Wahrscheinlich wie *M. rotundifolia* eine westmediterran-atlantische Art des südöstlichen Mittelmeergebietes (Hegi 1975f). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), wahrscheinlich wie *M. rotundifolia* von den Römern als Heilpflanze angebaut (Hegi 1975f)

und von den Römern ins Gebiet gebracht. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Aktuelle Vorkommen vor allem entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse. Außerhalb des Rheintals beruhen viele der verstreuten Funde wahrscheinlich auf Verwechslungen (Bettinger et al. 2013). Auf nassen, häufig zeitweise überschwemmten Standorten, an Graben- und Bachrändern, in Wiesen auch an Wegrändern (Sebald et al. 1996a). Die Art ist im Rückgang, zahlreiche Fundorte wurden nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mir D „Daten unzureichend“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Mercurialis annua* (Euphorbiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich der Mittelmeerraum, Nordafrika und Kleinasien (Sebald et al. 1992b). Als Arzneipflanze angepflanzt (Hegi 1975c). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Neuß, Friesheim und Xanten (Willerding 1986). Am Mittelrhein möglicherweise während der Allerod-Warmphase vorhanden (Baales 2015). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). Aktuelle Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Ruderal- und Hackfrucht-Unkautgesellschaften in Gärten, Gemüse-, Kartoffel, Rüben- und Maisäckern als auch in Weinbergen (Sebald et al. 1992b). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Mespilus germanica* (Rosaceae): Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet erstreckt sich wahrscheinlich vom Schwarzen Meer (Krim und nördliches Kleinasien) über den Kaukasus, bis zum Nordiran und Irak. Ob die Vorkommen auf dem Balkan zum ursprünglichen Areal zählen, ist umstritten (Hegi 1995). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2013) und wurde als Obstbaum genutzt (Hegi 1995). Die Unterscheidung zwischen spontanen und aus Anpflanzungen hervorgegangenen Vorkommen ist oft schwierig (Bettinger et al. 2013). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Mit den Römern am Niederrhein eingebbracht und durch einen Fruchtrest in Köln belegt (Hegi 1995). Nachweis ca. 1565 in Baden-Württemberg, auch 1577 für die Region zwischen Baden und Straßburg genannt (Sebald et al. 1992a). Bei Dordrecht (Niederlande) für den Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). Aktuell in Deutschland Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Gebüschen und Waldrändern insbesondere von Laubwäldern sonniger Standorte (Hegi 1995, Sebald et al. 1992a). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden. In der Roten Liste als V „Vorwarnstufe“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Misopates orontium* (Scrophulariaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Mittelmeergebiet bis Westasien (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), auch mit landwirtschaftlichem Saatgut eingebbracht (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweis aus der Römischen Kaiserzeit in dem ehemaligen Römerlager Novaesium bei Neuß (Willerding 1986). Nachweis von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977). Aktuell zerstreut in ganz Deutschland vorkommend, im Nordostdeutschen Tiefland, im Alpenvorland und den Alpen weniger verbreitet (Bettinger et al. 2013). Auf meist kalkarmen, sandig oder grusigen Lehmböden in Hackfrucht-Äckern, Brachen, Weinbergen und Gärten, selten in Halmfruchtgesellschaften, in Stoppelfeldern, auch in Ruderalfluren (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist

(Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), in Deutschland im Rückgang (Kästner et al. 2001). Die Art wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Muscaria comosum* (Hyacinthaceae): Ursprüngliches Areal möglicherweise im (östlichen) Mittelmeergebiet, Vorderasien und Nordafrika (Sebald et al. 1998a). Kulturfolger (Sebald et al. 1998a), möglicherweise auch als Zierpflanze eingebracht (Klotz et al. 2002). Wahrscheinlich mit den Römern eingebracht, jedoch Nachweis erst aus dem frühen Mittelalter bei Brno/Tschechische Republik (Willerding 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg 1595 bei Baden-Baden belegt (Sebald et al. 1998a). Aktuell vor allem im Süddeutschen Stufenland, zudem zerstreute Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2003). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Kalkmagerrasen, in Weinbergen, früher auf extensiv genutzten Äckern und in Weingärten, auch in Trespen-Halbtrockenrasen (Sebald et al. 1998a). In ganz Deutschland gefährdet (Kästner et al. 2001) und bundesweit mit 3 ‚Gefährdete Art‘ bewertet (Metzing et al. 2018).

*Muscaria neglectum* (Hyacinthaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet, möglicherweise auch in Nordafrika, im Kaukasus bis zum Iran verbreitet (Sebald et al. 1998a, Krausch 2003). Die Art ist Weinbau-Kulturfolger (Sebald et al. 1998a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Wildpflanzen von Fuchs 1543 erwähnt (Krausch 2003). Aktuell überwiegend in den historischen Verbreitungsgebieten (mitteldeutsches Trockengebiet, alte Weinbaugebiete von Hessen, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg und Nord-Bayern) der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte in Weinbergen und Äckern (Sebald et al. 1998a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013) und regional rückläufig (Kästner et al. 2001). Die Art wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdete Art‘ bewertet (Metzing et al. 2018).

*Myosotis arvensis* (Boraginaceae): Möglicherweise ursprünglich in Westasien, im Kaukasus (Kästner et al. 2001), Nordasien südlich bis zum Altai und Vorderindien, östlich bis zur Amurprovinz (Hegi 1975e). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Durch Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt bewertet, der möglicherweise einheimisch ist. Aufgrund der Hinweise zum Areal, der Einführungsweise und der Standorte hier momentan als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis datiert mit ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Wahrscheinlich Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Neuß und Friesheim (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977). In Deutschland weit verbreitet, in den Alpen weniger häufig (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Äckern, Brachen, Weiden, an Ackerrainen, Wegrändern, in Kiesgruben, auch an Gebüschen und in Dünen (Hegi 1975e). Möglicherweise regional im Rückgang, so wurden viele Fundorte im Alpenvorland nach 1980 nicht wieder nachgewiesen (Bettinger et al. 2013).

*Myosotis ramosissima* (Boraginaceae): Ein submediterran-eurasisches Florenelement. Da die Art wahrscheinlich als Ackerkulturbegleiter eingebracht wurde (Klotz et al. 2002), ist ein ursprüngliches Areal in Südosteuropa und Westasien denkbar. Durch Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt bewertet, der möglicherweise einheimisch ist. Aufgrund der Hinweise zum Areal, der Einführungsweise und der Standorte hier momentan als Archäophyt bewertet. Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977). Aktuell in Deutschland zerstreut bis weit verbreitet, regional weniger häufig, so im südlichen Nordwestdeutschland, im Alpenvorland und in den Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf kalkreichen, humusarmen Böden in Sandrasen, lückigen Trockenrasen, sandigen Äckern, Wegrainen und Erdanrissen z.B. auf Löss, auch in Ruderalflächen (Sebald et al. 1996a). Einige Fundorte wurden nach 1950 bzw. 1980 nicht wieder nachgewiesen (Bettinger et al. 2013); es ist unklar, ob dies bereits einen allgemeinen Rückgang andeutet.

*Myosotis stricta* (Boraginaceae): Ursprünglich in kontinentalen Sandtrockenrasen in großen Teilen des europäisch-vorderasiatischen Gebietes (Kästner et al. 2001). Das Verbreitungsgebiet der Art reicht von Mittelitalien und den nördlichen Balkanländern bis zum Altai in Sibirien, umfasst den Kaukasus, Belutschistan, Afghanistan und Syrien (Hegi 1975e). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Durch Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt bewertet, der möglicherweise einheimisch ist. Aufgrund der Hinweise zum Areal, der Einführungsweise und der Standorte hier momentan als Archäophyt bewertet. Subfossil für Wiesloch aus dem 11.-9. Jh. v. Chr. (Späte Bronzezeit) angegeben (Sebald et al. 1996a). Aktuell mit unterschiedlicher Häufigkeit in Deutschland vorkommend, insbesondere im Nordostdeutschen Tiefland und in der östlichen Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) auf trockenen Kies-, Sand-, Löss- und kalkarmen Lehmböden, beweideten Magerwiesen und Steppenheiden, Silbergrasfluren und Brachen (Hegi 1975e). Viele Fundorte wurden nach 1950 bzw. nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), so dass ein Rückgang wahrscheinlich ist.

*Myosurus minimus* (Ranunculaceae): Eurasisch-nordamerikanische Pflanze (Sebald et al. 1990a, Meusel et al. 1965). Möglicherweise auch in Zentraleuropa ursprünglich an offenen Stellen im Überschwemmungsgebiet größerer Flüsse (Sebald et al. 1990a, Kästner et al. 2001). Ersteinbringung als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) erfolgte wahrscheinlich aus Osteuropa, dem temperaten Asien und Zentralasien. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). Aktuell in Deutschland weit verbreitet vom Norddeutschen Tiefland bis ins Süddeutsche Stufenland und seinen Randgebirgen, selten im Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Segetalart (Kästner et al. 2001), in offenen Pioniergesellschaften, an Ackerrändern, Wegen und Ufern, auch in Zwergbinsen-Fluren (Hegi 1975a, Kästner et al. 2001). Stark von im Frühjahr stattfindenden Unkrautbekämpfungsmaßnahmen betroffen, daher seit langerer Zeit im Rückgang (Sebald et al. 1990a, Kästner et al. 2001).

*Myrrhis odorata* (Apiaceae): Ursprünglich in den Pyrenäen, den Westalpen sowie im Apennin (Sebald et al. 1992b), ostwärts bis Bosnien und Montenegro (Hegi 1975d). Aufgrund der wahrscheinlichen Einbringung im Mittelalter (Pyšek et al. 2012), wird die Einstufung als Neophyt (Wisskirchen & Haeupler 1998) als nicht gerechtfertigt angesehen. Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), bei den Vorkommen handelt es sich um Kulturrelikte oder um Kulturflüchtlinge (Emmerling-Skala 2000). Gewürz-, Gemüse- und Arzneipflanze (Hegi 1975d). Von Harder 1574-1576 aus

der Umgebung von Überlingen bei Ulm belegt (Schorler 1908). Später 1789 bei St. Oswald/Grafenau im Bayerischen Wald (Hegi 1975d) sowie 1799 in der Wetterau (Emmerling-Skala 2000). Aktuell zerstreut mit verhältnismäßig wenigen Fundorten in Deutschland vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte in Hochstaudenfluren, auf Waldschlägen, Wiesen, Weiden, in Schluchten, auf Felsen und in Auen, auch in Baum- und Grasgärten (Hegi 1975d). Wahrscheinlich starker Rückgang (Welk 2001), so z.B. seit 1953 in Schleswig-Holstein (Emmerling-Skala 2000), auch in Großbritannien in der Zeit von 1987-2004 (Braithwaite & Walker 2012). In der Roten Liste als R „Extrem selten“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Nepeta cataria* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich nur in Vorderasien bis zum Himalaya und im östlichen Südeuropa bis Italien, ob noch in Frankreich ist unbekannt (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Als Heilpflanze verwendet und kultiviert (Baschant 1955). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In neuerer Zeit auch als Verunreinigung in Saatgut von nordamerikanischem Weißklee eingebracht (Hegi 1975f), diese Vorkommen sind als neophytisch einzustufen (s.a. Lohmeyer & Sukopp 1992), da sie nicht dem Ursprungsgebiet entstammen. Subfossiler Nachweis ca. 55. Jh. v. Chr. bei Stuttgart-Mühlhausen (Sebald et al. 1996a), zudem ein Fund datiert mit ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Ein weiterer, aber unsicherer, Nachweis aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Sipplingen/Bodensee (Willerding 1986). Spätere Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Irrel/Bitburg-Prüm und bei Butzbach/Hessen (Willerding 1986). Aus Großbritannien ist ein fraglicher glazialer Nachweis bekannt (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm genannt (Haug 1915). In ganz Deutschland zerstreut vorkommend (Bettinger et al. 2013). Standorte an Dorfwegen, auf Schutt, in Hecken, an Flussufern, bei Bahnhöfen, Ruinen und auf Friedhöfen (Hegi 1975f). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang. Die Art wird bundesweit mit 3 „Gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(Indigen) *Nepeta nuda* (Lamiaceae): Südosteuropäisch-westasiatisch verbreitete Art (Sebald et al. 1996a). In Deutschland ist die Pflanze, wahrscheinlich mit Ausnahme der bayerischen Donauvorkommen (Merxmüller 1973) als Neophyt (Sebald et al. 1996a) oder Archäophyt (Wisskirchen & Haeupler 1998) anzusehen. Es ist momentan unklar, ob alle als einheimisch kartierten Vorkommen korrekt eingestuft sind, denn die Art ist eine jener Waldsteppenpflanzen mit weiter eurosibirisch-orientalischer Verbreitung, die ihr Areal nach Westen ausgedehnt haben, bis nach Thüringen ausstrahlen und in den Westalpen ein sekundäres Verbreitungszentrum aufweisen (Hegi 1975f). In Baden-Württemberg erstmals 1828 für Tuttlingen genannt (Sebald et al. 1996a), im Hafen von Mannheim seit 1891 öfters beobachtet (Hegi 1975f). Zerstreute Einzelvorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in trockenen Heidewiesen, Trockenrasen, Gebüschen, in lichten Laub- und Föhrenwäldern, an Ackerrainen, besonders auf Löss und kalkhaltigem, doch auch auf kalkarmen Gehängeschutt (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a), zudem Vorkommen an Burgruinen (Hegi 1975f). Viele Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang. In der Roten Liste als 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Neslia paniculata* (Brassicaceae): Ursprünglich wohl im südosteuropäischen bis zentralasiatischen Steppengebiet verbreitet (Sebald et al. 1990b). Mit Getreidesaatgut eingebracht (Schneider et al. 1994), zahlreich in Leinsaat (Müller 1950). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002)

und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit (Ungarn, Willerding 1986). Wahrscheinlich im Mittelalter eingebracht (Küster 1985a). Von Harder 1576-1594 für die Umgebung von Ulm belegt (Schorler 1908, Schinnerl 1912). Aktuell in Deutschland Vorkommen vor allem in der östlichen Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Standorte meist in Halmfruchtäckern, auch in Unkrautfluren noch wenig bewachsener Erdaufschüttungen und Böschungen (Sebald et al. 1990b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Wohl infolge intensiver Landwirtschaft (John & Stolle 2006) und Unkrautbekämpfung sowie Saatgutreinigung zurückgegangen (Sebald et al. 1990b). Die Art wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Auch anderswo, z.B. in Polen seit 2000 starker Rückgang (Hadrys et al. 2011).

*Nigella arvensis* (Ranunculaceae): Die Unterart *arvensis* ist auf der Balkan-Halbinsel entstanden (Hegi 1975a) und kommt ostwärts bis Mesopotamien und Persien vor (Sebald et al. 1990a). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und ist wahrscheinlich mit dem Getreideanbau ins Gebiet gelangt (Sebald et al. 1990a), die Samen kommen auch als Verunreinigung in Rotkleesaat vor (Hegi 1975a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Im Neolithikum nach Mitteleuropa eingebracht (Hegi 1975a). Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Friesheim und bei Butzbach/Hessen (Sebald et al. 1990a) sowie aus dem Mönchbruch (Hodvina & Cezanne 2006). In Baden-Württemberg für Rottenburg am Neckar von Fuchs 1543 erwähnt (Sebald et al. 1990a), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912, Haug 1915). Aktuell Vorkommen in der westlichen Mittelgebirgsschwelle und dem westlichen Süddeutschen Stufenland, sowie im östlichen Norddeutschen Jungmoränengebiet (Bettinger et al. 2013). Segetalart (Kästner et al. 2001) in Getreidefeldern oder auf Brachäckern (Hegi 1975a), in Hessen nicht mehr als Ackerwildkraut zu finden, sondern ausschließlich auf kalkreichen Flugsanddünen (Hodvina & Cezanne 2007). Starker Rückgang bis Mitte des 20. Jh. wahrscheinlich durch verbesserte Erntemethoden und Einsatz von Herbiziden (Hegi 1975a). Die Art wird bundesweit mit 1 ‚Vom Aussterben bedroht‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(Neobiot) *Onobrychis viciifolia* (Fabaceae): Das Ursprungsgebiet liegt wahrscheinlich im kontinental beeinflussten Mittel- und Südeuropa (Sebald et al. 1992a). Als Futterpflanze angebaut, in neuerer Zeit z.B. auch zur Bodenverbesserung an Straßenrändern angesät (Sebald et al. 1992a). Von Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet, jedoch sind dauerhafte Vorkommen erst deutlich nach 1492 in Deutschland anzunehmen; hier momentan als Neophyt bewertet. In Frankreich um 1500 (Sebald et al. 1992a), in Süddeutschland 1560 angebaut (Hegi 1975b). Die Art wurde vermutlich von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912) und war in Süddeutschland um 1600 erst selten verwildert (Sebald et al. 1992a). Standorte in ein- oder zweischürigen Wiesen, auf Extensivweiden, an Weg- und Straßenböschungen (Sebald et al. 1992a). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, jedoch keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Onopordum acanthium* (Asteraceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich nur in den Steppengebieten Turkestans und Armeniens, möglicherweise bis Südosteuropa (Sebald et al. 1996b). Verwilderte Zierpflanze (Klotz et al. 2002), früher auch als Heil- und Nutzpflanze (Gespinstpflanze)

verwendet, Herstellung von Brennöl aus Samen und Disteltuch aus den Pappushaaren (Hegi 1987). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Archäologische Funde aus der Römerzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996). Ältere Belege aus der vorrömischen Eisenzeit in Polen (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm genannt (Schinnerl 1912). Alteingebürgerte Vorkommen gibt es in vielen Gebieten kaum oder kaum noch. Die meisten rezenten Bestände gehen aus aktuellen Verwildерungen aus Gärten hervor. Aus Gärten können auch andere, ähnliche Arten verwildern, insbesondere *O. bracteatum*; diese wurden gegebenenfalls nicht von *O. acanthium* unterschieden (Bettinger et al. 2013). Mehr oder weniger, mit regionaler Häufung, in ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte in staudenreichen, offenen Unkrautfluren, an Weg- und Straßenrändern, Bahndämmen, Hecken, Mauern, auf Dorfangern, Ruderalplätzen, in Steinbrüchen und in Weinbergen (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Orlaya grandiflora* (Apiaceae): Ursprüngliches Areal in Südosteuropa (Kästner et al. 2001), Vorkommen auch im Kaukasus (Hegi 1975d). Ackerkulturnbegleiter (Klotz et al. 2002), wahrscheinlich mit Getreidesaat (Schneider et al. 1994) durch die Römer und deren Getreidehandel (Küster 1985b) eingebracht. Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der Urnenfelderzeit (Jüngere Bronzezeit) bei Wiesloch/Baden-Württemberg (Gassmann & Augstein 2014), aus der Römischen Kaiserzeit z.B. bei Friesheim und Butzbach/Hessen und bei Lampoldshausen/Heilbronn (Willerding 1986), sowie aus dem 3. Jh. n. Chr. bei Welzheim (Körber-Grohne & Piening 1983 in Sebald et al. 1992b). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Aktuell in Deutschland einzelne Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al 2013). Standorte auf sommerwarmen, mäßig trockenen, basenreichen, humusarmen meist steinigen Tonböden (Gassmann & Augstein 2014) in Halmfruchtfluren, Weinbergen, in Trockenwiesen, Trockensäumen, lichten Wäldern, auf Brachen und Schuttstellen, bei Mühlen und Getreidemagazinen (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Fast alle Vorkommen nach 1950 nicht mehr wiedergefunden (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 1 „Vom Aussterben bedrohte Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

(Kryptogen) *Ornithogalum angustifolium* (Liliaceae): Das ursprüngliche Areal der Art ist nicht sicher bekannt. In Deutschland könnte die Art einheimisch oder gebietsfremd und dabei Archäophyt oder Neophyt sein (Wisskirchen & Haeupler 1998, Klotz et al. 2002, Bomble 2020). Auf Grund dieser ungeklärten Situation wird hier die Art vorläufig als kryptogen bewertet. Aktuell Vorkommen vor allem entlang der Elbe und des Rhein (Bettinger et al. 2013). Standorte in Trocken- und Halbtrockenrasen (Jäger & Werner 2005). In der Roten Liste als D „Daten unzureichend“ eingestuft; eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Ornithogalum umbellatum* (Liliaceae): Möglicherweise ursprüngliches Areal in Südosteuropa (Krausch 2003). Als Zierpflanze früher insbesondere in Bauerngärten gepflanzt (Hegi 1909). Die Artengruppe wird öfter auch als überwiegend neophytisch angesehen; ortsferne Vorkommen, etwa in

älterem Grünland, in Feldhecken und Auenwäldern könnten archäophytisch sein (Bettinger et al. 2013). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. 1588 in einem Nürnberger Garten, vorher bereits in großer Menge auf den Elbwiesen bei Dresden (Krausch 2003), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm genannt (Haug 1915). Aktuell insbesondere in den Tieflagen entlang der Flusstäler und im Nordwestdeutschen Tiefland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Äckern, fetten Wiesen, an Wegrändern, unter Gebüsch, in Weinbergen (Hegi 1909). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch keine weiteren Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Orobanche minor* (Scrophulariaceae): Ursprüngliches Areal im Mittelmeergebiet und Vorderasien (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Die Art wurde mit Kleesamen eingebracht (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Aktuelle Vorkommen vor allem entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse, im Süddeutschen Stufenland und Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Lehmböden in Magerrasen, in Glatthafer-Wiesen und Klee- und Luzernefeldern (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Wahrscheinlich mit Rückgang des Futterpflanzenbaus nach 1950, durch verbesserte Saatgutreinigung sowie durch intensivere Bewirtschaftung und Düngung der Äcker im Rückgang (Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Orobanche ramosa* subsp. *ramosa* (Scrophulariaceae): Ursprungsgebiet ist wahrscheinlich Zentralasien (Sebald et al. 1996a). Aufgrund der Wirtschaftspflanzen (Hanf, Tabak, Nachschatten), ist es unwahrscheinlich, dass diese parasitäre Art einheimisch ist (vgl. Wisskirchen & Haeupler 1998). Aufgrund der Hinweise zum Areal, der Einführungsweise, der frühen Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und wurde wahrscheinlich mit Hanf zu Beginn des Hanfanbaus um 500 v. Chr. nach Mitteleuropa eingebracht (Körber-Grohne 1994, Sebald et al. 1996a). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977). Aktuell fast ausnahmslos nur noch entlang des Rheins vorkommend (Bettinger et al. 2013). In Hackfrucht-Unkautgesellschaften, Wirtschaftspflanzen sind *Nicotiana tabacum*, *Cannabis sativa* und *Datura stramonium* (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die Art ist mit dem Rückgang des Hanf- und Tabakanbaus zurückgegangen (Sebald et al. 1996a). Der weitaus größte Teil der Fundorte wurde nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Oxalis corniculata* (Oxalidaceae): Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet ist unbekannt; es wird in Südeuropa, Asien, Afrika, Australien oder Südamerika vermutet (Übersicht in Möslacher 2013). Dürfte mit Sämereien aus den Mittelmeerlandern nach Mitteleuropa eingeführt worden sein (Hegi 1975b). Einzelne Varietäten werden seit langem für die Gartenkultur eingesetzt, wie zum Beispiel für Teppichbeete, Bepflanzungen von Felsgruppen oder zur Verzierung von Kübelpflanzen (Hegi 1975b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) als Neophyt bewertet. Die Einstufung als Archäophyt ist

wahrscheinlich (Sebald et al. 1992b). 1588 aus Nürnberg gemeldet (Hegi 1975b), dürfte jedoch in Süddeutschland schon deutlich früher dauerhaft verwildert vorgekommen sein. Heute in allen Bundesländern nachgewiesen, großräumig vor allem in den westlichen Bundesländern vorkommend, gilt in Schleswig-Holstein als Neophyt (Bettinger et al. 2013, Hand et al. 2024). Nach Metzing et al. (2028) Trennung zwischen archäophytischen Vorkommen im Westen Deutschlands und neophytischen Vorkommen im übrigen Gebiet nicht mehr möglich. An Mauern, Wegrändern, zwischen Pflastersteinen, auf Schutt, in Äckern, Hecken, Weinbergen, Gärten, Parkanlagen, auf Gräbern usw. vorkommend, gern auf sandigem Boden (Hegi 1975b). Weiter deutlich zunehmend (Metzing et al. 2018).

(*Neobiot*) *Panicum miliaceum* (Poaceae): Eine mögliche Wildform, *Panicum spontaneum*, stammt aus Zentralasien (Wilhalm 2001), das Genzentrum von *Panicum miliaceum* liegt in Ostasien (Willerding 1969) und in China, wo die Art seit alters her angebaut wird (Hegi 1998). Die Art wird als eingebürgerter Neophyt eingestuft (Bettinger et al. 2013, Metzing et al. 2018). Seit der jüngeren Steinzeit als Kulturpflanze in Europa angebaut. Es liegen subfossile Nachweise aus der Bandkeramik (Altneolithikum) südlich von Leipzig und nordöstlich des Harzes im Kreis Hadersleben (Körber-Grohne 1994). Zudem Jungneolithische Funde von den Ufersiedlungen des Bodensees und aus Heilbronn-Klingenbergs (Stika 1996, Sebald et al. 1998a). Von Turner 1548 genannt (Turner 1548). Bei Dordrecht (Niederlande) für den Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). In Deutschland bis Anfang des 20. Jh. angebaut (Körber-Grohne 1994) und möglicherweise durch Kartoffel- und Maisanbau verdrängt (Kästner et al. 2001). Es sind aus Deutschland drei Unterarten bekannt (*agricola*, *miliaceum*, *ruderale*), die heute in vielen Bundesländern als Vogelfutter oder aus Vogelfutteranbau verwildert vorkommen (Hand et al. 2024, Klotz et al. 2002, Sebald et al. 1998a). In Deutschland zerstreut vorkommend, hat sich erst in den letzten Jahrzehnten in Baden-Württemberg etabliert (Bettinger et al. 2013, Hand et al. 2024). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Ruderalflächen wie Schuttplätzen, an Bahnhöfen und Häfen und in Gärten (Hegi 1998, Sebald et al. 1998a). Der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt.

*Papaver argemone* (Papaveraceae): Gehört zu einem Formenkreis mit Hauptverbreitung im östlichen Mediterrangebiet und in der Orientalisch-Turanischen Region (Meusel et al. 1965, Kästner et al. 2001). Wahrscheinlich als Ackerkulturbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Sipplingen/Bodensee (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). In Baden-Württemberg von Duvernoy 1722 in der Umgebung von Tübingen belegt (Sebald et al. 1990a). Vorkommen fast in ganz Deutschland, seltener im westlichen Norddeutschen Tiefland und im Alpenvorland, fehlend in den Deutschen Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Getreideunkrautgesellschaften, auch in kurzlebigen Ruderalfgesellschaften an Wegen oder auf Schuttplätzen (Hegi 1986). Die Art ist im Rückgang begriffen (Kästner et al. 2001).

*Papaver dubium* (Papaveraceae): Das Entstehungszentrum sowie die Stammformen des Formenkreises (*P. dubium*, *P. lecoqii*) werden im östlichen Mediterrangebiet vermutet (Hörndl 1994). Wahrscheinlich als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) wohl während der jüngeren Steinzeit eingebracht (Sebald et al. 1990a), so subfossiler Nachweis aus dem Spätatlantikum bei Hornstaad (Rösch 1985). Von Lohmeyer & Sukopp (1992),

Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg 1782 von Gattenhof bei Heidelberg belegt (Sebald et al. 1990a). Aktuell Vorkommen in ganz Deutschland, im Alpenvorland und den Alpen deutlich weniger weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalart (Kästner et al. 2001) mit Standorten vor allem in Getreideunkrautgesellschaften, an Wegen, in Steinbrüchen oder auf Schutt in kurzlebigen Ruderalgesellschaften (Hegi 1986, Sebald et al. 1990a). Bei intensiver Ackernutzung und Unkrautbekämpfung zurückgehend (Kästner et al. 2001).

*Papaver hybridum* (Papaveraceae): Gehört zu einem Formenkreis mit Hauptverbreitung im Mediterrangebiet und in der orientalisch-turanischen Region (Meusel et al. 1965). Wahrscheinlich als Ackerkulturbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg von Bauhin 1651 für Heidelberg genannt (Sebald et al. 1990a). Aktuell in Deutschland Vorkommen meist nur in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle, unbeständige synanthrophe Vorkommen im Norddeutschen Jungmoränengebiet (Bettinger et al. 2013). Im gesamten Bezugsgebiet rückläufig (Kästner et al. 2001). Die Art wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Papaver lecoqii* (Papaveraceae): Das Entstehungszentrum sowie die Stammformen des Formenkreises (*P. dubium*, *P. lecoqii*) werden im östlichen Mediterrangebiet vermutet (Hörndl 1994). Wahrscheinlich als Ackerkulturbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweis in Baden-Württemberg 1880 bei Hügelheim, Buddingen (Schneider 1880 in Sebald et al. 1990a). Aktuell in Deutschland Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Standorte auf offene Stellen an Wegen, in Steinbrüchen, auf Schutt und in ruderal beeinflussten Trocken- und Halbtrockenrasen (Sebald et al. 1990a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Einige Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang. In der Roten Liste als D „Daten unzureichend“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Papaver rhoeas* (Papaveraceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in Teilen Eurasiens (Lohmeyer & Sukopp 1992), so im östlichen Mittelmeergebiet (Sebald et al. 1990a) und Westasien (Meusel et al. 1965). Möglicherweise kann kein Ursprungsareal angegeben werden, da die Art mit dem Getreideanbau im östlichen Mittelmeergebiet entstanden ist (Kästner et al. 2001). Als Getreideunkraut (Hegi 1986), so z.B. in Leinsaat (Müller 1950). Medizinisch werden seit alter Zeit die Blüten als Beruhigungsmittel (Willerding 1986) verwendet, gelegentlich zum Färben von Wein und Tee (Hegi 1986). Als Zierpflanze mit gefüllten Blüten gezogen und z.B. von Bock 1539 als Gartenpflanze aufgeführt (Krausch 2003). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Sipplingen am Bodensee (Willerding 1986), sowie der Artengruppe *P. rhoeas*, *P. dubium* und *P. argemone* bei Eberdingen-Hochdorf (Küster 1985b). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912) und von Bauhin 1598 in Baden-Württemberg (Sebald et al. 1990a) gesammelt. Vorkommen fast in ganz Deutschland, regional weniger verbreitet im westlichen Norddeutschen Tiefland und kaum in den Deutschen Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalart (Kästner et

al. 2001) mit Standorten in Getreideunkrautgesellschaften, ferner oft an Wegen und Schuttplätzen in kurzlebigen Ruderalfuren (Hegi 1986). Durch intensive Unkrautbekämpfung, auch in Getreidefeldern, im Rückgang begriffen (Sebald et al. 1990a, Kästner et al. 2001), doch stellen Ruderalflächen einen gewissen Ausgleich dar (Sebald et al. 1990a).

(*Neobiot*) *Papaver somniferum* (Papaveraceae): Die Art wurde früher zur Ölgewinnung aus den Samen und Samengewinnung angebaut, heute nur noch als Zierpflanze (Sebald et al. 1990a). Subfossil im Spät-Atlantikum bei Hornstaad nachgewiesen (Rösch 1985 in Sebald et al. 1992a). Die Art wurde im Neolithikum aus dem mediterranen Borstenmohn heraus gezüchtet und seit der Jungsteinzeit in Mitteleuropa angebaut (Krausch 2003). Von Floraweb (2023) und Hand et al. (2024) als sich in Einbürgerung befindlicher Neophyt eingestuft; von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht genannt. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Lokal 1861 bei Prieros (Brandenburg) verwildert nachgewiesen (Büttner 1883). Mit Ausnahme der Alpen und des Nordostdeutschen Tieflandes, mehr oder weniger in ganz Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Schuttplätzen und Straßenrändern (Sebald et al. 1992a). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Parietaria judaica* (Urticaceae): Ursprünglich von Südwestasien über Kleinasien bis zum Kaukasus und Armenien (Sebald et al. 1990b) sowie in Südeuropa (Lohmeyer & Sukopp 1992). Wahrscheinlich mit Einführung des Weinbaus durch die Römer als Kulturbegleiter eingebracht (Schlenker 1928), auch als Arznei- oder Gemüsepflanze kultiviert und nach dem Aufhören der Kultur verwildert (Thellung 1915). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg von Dierbach 1819 beim Stift Neuburg und 1820 in Hirschhorn gesammelt (Sebald et al. 1990b). Aktuelle Vorkommen nur in einem Teil Deutschlands, vor allem entlang von Rhein, Neckar und Mosel (Bettinger et al. 2013). Standorte in Mauerfugen und in Felsspalten (Sebald et al. 1990b). Einige Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen vorhanden.

*Parietaria officinalis* (Urticaceae): Ursprünglich weitgehend auf die Apenninen- und auf die Balkanhalbinsel beschränkt (Sebald et al. 1990b). Kulturfalte (Sebald et al. 1990b) zu Heilzwecken und zur Reinigung von Fenstern (Klotz 1985) genutzt, sowie als Gartenpflanze gehalten (Hard 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Vermutlich subfossiler Nachweis einzelner Früchte in den kaiserzeitlichen Schichten der Siedlung Jemgum an der Eidermündung (Grohne 1957, Willerding 1989). Nachweis 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912, Haug 1915), zudem Vorkommen 1782 am Heidelberger Schloss (Schmidt 1857, Sebald et al. 1990b) und 1783 am Bentheimer Schloss (Hard 1986). In Deutschland zerstreut, vor allem in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Aufgrund der ehemaligen spezifischen Nutzung, kommt die Art oft in alten Siedlungszentren (Ortschaften, Klöster, Burgen) vor (Klotz 1985). Standorte an Mauern und Wänden (Sebald et al. 1990b), in Ruderalfuren, Heckensäumen, sowie im Bereich von Auenwäldern und Auengebüschen (Hegi 1981). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013) und in der Roten Liste als V ‚Vorwarnliste‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Persicaria lapathifolia* subsp. *pallida* (Polygonaceae): Das ursprüngliche Areal der gebietsfremden Art ist nicht bekannt. Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), zudem Samen als Verunreinigung in Leinsaat (Müller 1950). Von Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. *P. lapathifolia* von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Für die Unterart liegen keine genaueren Angaben vor. Aktuell in Deutschland scheinbar heterogenes Vorkommen, vor allem im Nordwestdeutschen Tiefland, in der östlichen Mittelgebirgsschwelle, im Saar-Nahe-Bergland und im Oberrheinischen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Acker-Unkrautfluren (Hegi 1981), in Ruderalfgesellschaften, selten an Waldwegen (Bomble 2016b). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), doch keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Physalis alkekengi* var. *alkekengi* (Solanaceae): Ursprünglich auf Ostasien beschränkt. Nach Hegi (1975f) vermutlich mit dem Weinbau und als Bestandteil der mittelalterlichen Heilkunde nach Süd- und Mitteleuropa eingebbracht. In Deutschland im 12. Jh. bei Hildegard von Bingen aufgeführt (nach Hegi 1975f). Später auch als Zierpflanze in Gärten kultiviert. Zerstreut und oft herdenweise in Gebüschen, in Wäldern, Holzschlägen, auf buschigen, steinigen Halden, in Weinbergen, auf Äckern, an Wegrändern, auf Schutt, in Steinbrüchen, Hecken, bei alten Burgen usw. verwildert (Hegi 1975f). Von Metzing et al. (2018) als Archäophyt bewertet. In fast allen Bundesländern vorkommend; gilt in Schleswig-Holstein als etablierter Neophyt (Hand et al. 2024). Mäßiger Bestandsrückgang, in der Roten Liste als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

(Neobiot) *Physalis alkekengi* var. *franchetii* (Solanaceae): Ursprünglich auf Ostasien (China, koreanische Halbinsel, Japan) beschränkt. 1894 nach England eingeführt (Krausch 2003). Seit Ende des 19. Jh. als Zierpflanze in Europa kultiviert (Jäger et al. 2008). Die genaue Ersteinbringung ist bisher aber nicht bekannt. Erstmals 1984 bei Sigmaringen (Baden-Württemberg) verwildert nachgewiesen (Sebald et al. 1996b). Im Vergleich zur Variante *alkekengi* wegen ihrer größeren Fruchtkelche, die als „französische Lampions“ in Trockensträußen als Dekoration benutzt werden, heute als Zierpflanze vornehmlich im Handel verfügbar (Hetzel 2006). Von Metzing et al. (2018) als Neophyt bewertet. In vielen Bundesländern vorkommend; gilt nur in Sachsen als etabliert (Hand et al. 2024).

*Plantago lanceolata* (Plantaginaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Mittelmeergebiet (Kästner et al. 2001). Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), zudem offizinelle Verwendung (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem frühen Neolithikum bei Essen-Urfulerum (Willerding 1986), zudem Funde von Pollen aus der vorneolithischen Zeit (Lang 1994) und von Samen aus dem Späten Atlantikum bei Hornstaad (Rösch 1985). Pollen-Nachweise aus verschiedenen Abschnitten des Pleistozän und Spätglazials (Kästner et al. 2001). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm belegt (Schorler 1908, Schinnerl 1915). Aktuell in ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) auf Sand- und Lehmböden in Wirtschaftswiesen z.B. Glatthaferwiesen, in Parkrasen, an Wald- und Wegrändern, auf Äckern und Sandheiden (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Es gibt keine Hinweise auf einen Rückgang der Art.

(*Neobiot*) *Polycarpon tetraphyllum* (Caryophyllaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Mittelmeergebiet, möglicherweise in den wärmeren südlichen Alpentälern Italiens und der Schweiz einheimisch (Hegi 1979a, Spitaler & Zidorn 2005). Von Metzing et al. (2018) als Neophyt und von Wisskirchen & Haeupler (1998) als möglicher Archäophyt bewertet. Sehr wahrscheinlich nicht vor 1492 dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Die Art tritt als Südfruchtbegleiter auf und wird deshalb besonders in der Nähe von Güterbahnhöfen und Großmarkthallen angetroffen, auch als Begleiter von ungereinigter Wolle angegeben. Zudem wurde die Art früher offizinell benutzt (Hegi 1979a). In Baden-Württemberg 1825 bei Mannheim (Dierbach 1825 in Sebald et al. 1990a) nachgewiesen, 1841 bei Dresden (Hegi 1979a). Aktuelle Vorkommen vor allem entlang des Rheins (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Wegen, in Pflasterfugen, an Mauern und Zäunen, auf offenen Sandböden, vor allem in Trittgesellschaften, gelegentlich in betretenen Sandgrasfluren (Hegi 1979a). Die Art zeigt in den letzten Jahren eine deutliche Zunahme (Amarell 2010, Junghans 2015).

*Polycnemum arvense* (Chenopodiaceae): Ursprüngliches Areal möglicherweise im südöstlichen Europa und Zentralasien (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde zudem mit Wolle eingeschleppt (Belgien, Verloove 2006). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Spätglaziale Nachweise in Polen und Nachweise aus dem mittleren Subatlantikum in der ehemaligen Tschechoslowakei (Willerding 1986). Allerdings wurden *P. arvense* und *P. majus* erst im 19. Jahrhundert unterschieden. Zwischen 1810 und 1826 im Saarland bei Saarlouis nachgewiesen (Weicherding 2011). Aktuell wenige Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland. Möglicherweise gehören viele der neueren Angaben zu *P. majus* (Bettinger et al. 2013). Standorte meist in Getreideunkrautgesellschaften auf kalkreichen Böden (Hegi 1979a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die überwiegende Anzahl der Fundorte wurde nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). In Deutschland und in Europa im Rückgang (Kästner et al. 2001, Weicherding 2011). Die Art wird bundesweit mit 1 ‚Vom Aussterben bedrohte Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Polycnemum majus* (Chenopodiaceae): Pontisch-mediterranes Florenelement mit Verbreitung im südlichen Westasien und bis zu den zentralasiatischen Gebirgen (Hegi 1979a). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg 1622 bei Ötlingen nachgewiesen (Sebald et al. 1990a), wahrscheinlich früher vorkommend, da *P. arvense* und *P. majus* nicht getrennt wurden (Sebald et al. 1990a). Aktuell in Deutschland wenige Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf kalkreichen Böden in Getreidefeldern, Brachäckern, an Rainen, auf Schuttplätzen und Bahnhöfen (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), in Deutschland rückläufig (Kästner et al. 2001). Die Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdete Art‘ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

(*Neobiot*) *Portulaca oleracea* (Portulacaceae): Im östlichen Mittelmeergebiet und in Nordafrika einheimisch (Kästner et al. 2001). Als Nutzpflanze angebaut und als Gemüse ähnlich wie Spinat verwendet (Kästner et al. 2001). Aus der Römerzeit (1. Jh. Chr.) bei Neuß/Rhein sind Samen nachgewiesen (Hegi 1979a, Willerding 1986). Frühere, subfossile Pollennachweise sind unsicher (Hegi 1979a). Ob es dauerhafte Verwilderungen vor 1492 gab, ist unsicher. Von Lohmeyer & Sukopp (1992) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Norddeutschland möglicherweise Neophyt (Kästner et al. 2001). Von Metzing et al. (2018) als Neophyt angesehen, denen hier gefolgt wird. Lokal 1859 in Berlin und Brandenburg nachgewiesen (Ascherson 1859). In ganz Deutschland, insbesondere im Bereich von Flusssystemen, verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze, auf sandigen Böden in Gärten und Weinbergen, auch in Hackkrautfluren, insbesondere in Gemüsefeldern, an Ruderalstellen wie Wegrändern und zwischen Straßenpflaster (Hegi 1979a, Kästner et al. 2001). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

(*Kryptogen*) *Potentilla inclinata* (Rosaceae): Das ursprüngliche Areal ist nicht genau bekannt und könnte möglicherweise in Südosteuropa, Mittelrussland, westlichem und zentralen Sibirien, Kaukasus, Iran und Anatolien liegen (Sebald et al. 1992a). In Deutschland könnte die Art einheimisch oder gebietsfremd und dabei Archäophyt oder Neophyt sein (Wisskirchen & Haeupler 1998, Klotz et al. 2002, Bettinger et al. 2013, Hand et al. 2024). Auf Grund dieser ungeklärten Situation wird hier die Art vorläufig als kryptogen bewertet. Die Art gilt als Transport- oder Saatgutbegleiter (Klotz et al. 2002). In Baden-Württemberg von Roth von Schreckenstein 1799 um den Hohenstoffeln erwähnt (Sebald et al. 1992a). Aktuell in Deutschland sehr wenige zerstreute Nachweise in und südlich der Mittelgebirgsschwelle, sowie im Gebiet der Vorpommerschen flachen Grundmoräne (Bettinger et al. 2013). Standorte auf sandigen und steinigen Silikat-Magerrasen, Kiesgruben, Trocken- und Steppenrasen sowie trockenen Ruderalfächen, Wegrändern und Gleisanlagen (Sebald et al. 1992a, Hegi 2003). Im Rückgang, denn viele Funde wurden nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die meisten Vorkommen scheinen heute synanthrop zu sein (Metzing et al. 2018). Die Art wird in der Roten Liste als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Potentilla erecta* (Rosaceae): Ursprünglich wohl südosteuropäische, südwest- bis zentralasiatische Art (Hegi 2003, Sebald et al. 1992a). Als Zierpflanze in Gärten (Hegi 2003), zudem mit Saatgut (Getreide, Lein, Mais, Klee, Luzerne, Grassamen) nach Deutschland eingebracht (Lienenbecker 1998), gelegentlich auch mit Forstpflanzen in Aufforstungen eingebracht (Sebald et al. 1992a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Die Art wurde 1648 von Südeuropa nach England eingeschleppt (Hill 1894). In Baden-Württemberg von Wibel 1797 bei Wertheim (Sebald et al. 1992a), 1852 in Bielefeld nachgewiesen (Lienenbecker 1998). Aktuell in Deutschland lückig verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte an lichten Wald- und Gebüschrändern, in trockenen, kalkarmen Sandtrockenrasen, in Kiesgruben und auf Ruderalstandorten (Hegi 2003). Nur wenige Funde vor 1950 wurden aktuell nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013).

(*Neobiot*) *Prunus cerasifera* (Rosaceae): Ursprüngliches Areal möglicherweise auf der Balkanhalbinsel, in Kleinasien, Kaukasus und SW-Sibirien (Sebald et al. 1996a). Die Art wurde als Zierbaum eingebracht. Subfossile Nachweise aus dem Hoch- bis Spätmittelalter bei Freiburg (Sebald et al. 1996a), ebenso aus dem Hohen Mittelalter in der Tschechischen Republik (Pyšek et al. 2012). Sehr wahrscheinlich vor 1492 nicht dauerhaft wild lebend etabliert. Die Art wird nach Metzing et al. (2018) als Neophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Aktuelle Vorkommen insbesondere in der

Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland, auch in Hamburg und Berlin verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte an Wegrainen, an Bahn- und Straßendämmen, in Gärten, an Waldrändern und im Auwaldgebüsch (Sebald et al. 1996a). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

(*Neobiot*) *Pyrus communis* (Rosaceae): Ursprüngliches Areal im Kaukasus (Hegi 1995), doch handelt es sich bei der Kulturbirne um einen formenreichen Hybridkomplex verschiedenen Ursprungs (Hegi 1995). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002). Archäologische Nachweise aus der Römerzeit in Baden-Württemberg, wobei eine sichere Trennung von Wild- und Kultur-Birne nicht möglich ist (Stika 1996, Sebald et al. 1992a). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Sehr wahrscheinlich vor 1492 nicht dauerhaft wild lebend etabliert. Von Metzing et al. (2018) als Neophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). Bei Dordrecht (Niederlande) aus dem Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). Aktuell mit Ausnahme der Alpen und des Norddeutschen Tieflandes in Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte an Waldrändern und Wegrainen (Sebald et al. 1992a). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Ranunculus arvensis* (Ranunculaceae): Vermutlich zentral-ostmediterrane-orientalische Herkunft (vgl. Meusel et al. 1965, Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde mit dem Getreideanbau ins Gebiet gebracht (Sebald et al. 1990a, Schneider et al. 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Wahrscheinlich in der Jungsteinzeit ins Gebiet gelangt (Sebald et al. 1990a). Subfossile Nachweise aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit bei Göttingen (Willerding 1986). 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912, Haug 1915), zudem 1722 aus der Umgebung von Tübingen gemeldet (Duvernoy 1722 in Sebald et al. 1990a). Zerstreut in fast ganz Deutschland, vor allem in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland und seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Standorte in Getreideäckern vor allem Wintergetreide, Secalinetea-Art (Hegi 1975a), nur selten ruderal (Sebald et al. 1990a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Durch Unkrautbekämpfung, höhere Dichten des Getreides und fehlender Brachezeiten im Rückgang (Kästner et al. 2001). Die Art wird bundesweit mit 3 „Gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Es ist evtl. eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands zu vermuten, doch ist die Datenlage ungenügend (Metzing et al. 2018).

*Raphanus raphanistrum* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im (östlichen) Mittelmeergebiet (Hegi 1986). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der frühen Bronzezeit bei Braderup-Wenningstedt/Sylt (Willerding 1986), doch wohl Kulturbegleiter seit der jüngeren Steinzeit (Hegi 1986), und im Neolithikum nach Mitteleuropa gelangt (Küster 1985a, Kästner et al. 2001). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm gemeldet (Schinnerl 1912). Aktuell in ganz Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), die häufig in Äckern, besonders Getreidefeldern, auch in Brachen, an Wegen und Schuttplätzen

vorkommt (Mattick 1938, Hegi 1986). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), durch Herbizidanwendung im Rückgang (Kästner et al. 2001).

(*Neobiot*) *Rapistrum rugosum* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in Südeuropa von Portugal bis Südrussland, Nordafrika und Südwestasien (Sebald et al. 1990b). Die Unterteilung in drei Unterarten wird teilweise angezweifelt (Sebald et al. 1990b). Seit dem frühen Mittelalter als Zierpflanze in Europa kultiviert (Jäger et al. 2008, Pyšek et al. 2012). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde möglicherweise vor 1492 eingebracht. Es handelt es sich bei den Unterarten *orientale* und *linnaeanum* um unbeständige Neophyten (Floraweb 2023) und bei der Unterart *rugosum* um einen etablierten Neophyten (Floraweb 2023, Metzing et al. 2018); letztere Unterart wird in Tschechien als Archäophyt bewertet (Pyšek et al. 2012). Nachweis 1761 bei Loschwitz (Sachsen) (Hardtke & Ihl 2000). Aktuell zerstreut in ganz Deutschland vorkommend (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Getreide- und Kleeäckern, in Ruderalfluren auf Bahnhöfen, Schuttplätzen und Uferdämmen (Sebald et al. 1990b). Als Ackerwildkraut zurückgehend, gewisser Ausgleich durch Besiedlung von Ruderalfluren (Sebald et al. 1990b).

*Reseda lutea* (Resedaceae): Ursprüngliches Areal im gesamten Mittelmeergebiet einschließlich Nordafrika und Vorderasien (Sebald et al. 1990b). Als Saatgut- oder Transportbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem Römerlager Novaesium bei Neuß am Rhein (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912, Haug 1915) sowie von Bauhin 1598 für Göppingen und Kirchheim genannt (Sebald et al. 1990b). Aktuell in ganz Deutschland vorkommend, vor allem von der Mittelgebirgsschwelle bis zum Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten an Wegen, Schuttplätzen, Dämmen, in Bahn- und Hafenanlagen, in Steinbrüchen, in Klee- oder Luzernefeldern sowie in Weinbergen (Hegi 1986). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang.

*Reseda luteola* (Resedaceae): Ursprünglich im Mittelmeergebiet (Hegi 1986). Diskutiert wird, ob diese durch Lohmeyer & Sukopp (1992) und hier als Archäophyt bewertete Art möglicherweise einheimisch (Wisskirchen & Haeupler 1998) oder neophytisch ist (Müller et al. 2021), wobei andere spontane Vorkommen in Mitteleuropa anzweifeln (Sebald et al. 1990b). Die Art wurde als Färbeplante genutzt (Hegi 1986) und ist Kulturbegleiter seit der Jungsteinzeit (Sebald et al. 1990b). Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Neuß, Butzbach/Hessen und Xanten. In der Schweiz für das mittlere und späte Neolithikum nachgewiesen (Willerding 1986). Von Fuchs um 1565 in Baden-Württemberg nachgewiesen (Sebald et al. 1990b), zudem von Thal 1572-1577 im Harz gefunden (Rauschert 1977). In den Niederlanden erstmals 1252 schriftlich erwähnt (Polomé 1948). Fast in ganz Deutschland vorkommend, vor allem in der Deutschen Mittelgebirgsschwelle (Bettinger et al. 2013). Standorte an Schuttplätzen, Dämmen, in Steinbrüchen, Bahn- und Hafenanlagen sowie in natürlichen Federgras-Steinschutt-Halden (Hegi 1986). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen des Ausbreitungsverlaufs vorhanden.

(Indigen) *Rumex pulcher* subsp. *pulcher* (Polygonaceae): Allgemeine Verbreitung Nordafrika, südliches Europa und Südwest-Asien, jedoch nicht im Inneren Südwestasiens (Hegi 1981); im gesamten westlichen, mit größeren Verbreitungslücken auch im östlichen Mittelmeerraum verbreitet (Sebald et al. 1990a), Transkaukasien (Regel 1957). Als Färbeplante verwendet (Regel 1957). Von Müller et al. (2021) als ausgestorbener Archäophyt bewertet. Nach Bettinger et al. (2013) und Metzing et al. (2018), denen hier gefolgt wird, im südlichen Oberrheingebiet einheimisch und dort dauerhaft, im übrigen Deutschland zerstreute, unbeständige Vorkommen.

*Ruta graveolens* (Rutaceae): Es handelt sich wahrscheinlich um eine Kulturform, die sich von der Wildart *Ruta divaricata* ableitet. Die Art ist im ostmediterranen Gebiet (Balkan, Adria) ursprünglich einheimisch (Hegi 1975c, Sebald et al. 1992b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Regional wird die Art als eingebürgerter Neophyt eingestuft (Bettinger et al. 2013). Im Mittelmeerraum seit dem Altertum kultiviert. Auch in den wärmeren Gegenden Deutschlands, z.B. Thüringen, früher feldmäßig angebaut. Blätter und Samen dienten der Ölgewinnung zur Herstellung von Arzneimitteln, die Pflanze diente auch als Speisegewürz (Sebald et al. 1992b). Die Art wurde wahrscheinlich schon zur Römerzeit in Deutschland kultiviert (Sebald et al. 1992b). Von Cordus 1561 für die Schwäbische Alb nachgewiesen (Cordus 1561 in Sebald et al. 1992b), auch von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm belegt (Schorler 1908). Aktuell regionale Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Ruderalfuren und Mauergesellschaften insbesondere an Burghügeln, in Weinbergen, auf alten Mauern (Hegi 1975c, Sebald et al. 1992b), auch in Halbtrockenrasen (Sebald et al. 1992b). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018). In der Roten Liste als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Aktuell mäßiger Rückgang oder nicht im Ausmaß nicht genau bekannt (Metzing et al. 2018), doch wurden viele Funde nach 1950 nicht wieder nachgewiesen (vgl. Bettinger et al. 2013).

*Sagina apetala* (Caryophyllaceae): Wahrscheinlich ursprünglich im gesamten Mittelmeergebiet einheimisch, südlich bis Nordafrika, östlich bis in den Kaukasus und Vorderasien verbreitet (Hegi 1979a). Wahrscheinlich als Ackerkulturbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg 1805 als „Unkraut“ im Fasanengarten beim Karlsruher Schloss (Sebald et al. 1990a). Aktuell in Deutschland Vorkommen mit Schwerpunkt in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und entlang der Ostseeküste (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Lehmböden in Pionier-, Acker- und Trittpflanzen-Gesellschaften, so in Ackerfurchen, auf Stoppelfeldern, Brachäckern, Triften und Weiden, auf Wegen zwischen Straßendämmen, an Gräben und in Zwergbinsengesellschaften (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Viele Fundorte nur bis 1950 nachgewiesen (Bettinger et al. 2013), auch gegenwärtig im gesamten Gebiet rückgängig (Kästner et al. 2001). In der Roten Liste als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Sagina micropetala* (Caryophyllaceae): Möglicherweise wie *Sagina apetala* ursprünglich im gesamten Mittelmeergebiet, südlich bis Nordafrika, östlich bis in den Kaukasus und Vorderasien verbreitet (Hegi 1979a). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Aktuelle Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland sowie regional im Norddeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Standorte in auch Kleinseggenfluren (Kästner et al. 2001). Typische

Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Viele Fundorte nur bis 1950 nachgewiesen (Bettinger et al. 2013), regional zurückgehend (Kästner et al. 2001).

(*Neobiot*) *Salvia officinalis* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im nordöstlichen Mittelmeergebiet und Kleinasien (Hegi 1975f). In Mitteleuropa seit dem frühen Mittelalter als Heil- und Gewürzpflanze in Gärten kultiviert (Hegi 1975f). Vermutlich bereits durch die Römer (Krausch 2003), vielleicht erst durch Mönche über die Alpen gebracht und scheint im 9. Jh. in kaum einem deutschen Klostergarten gefehlt zu haben (Hegi 1975f). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Korneck et al. (1996) als Neophyt eingestuft. Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet, von Hand et al. (2024) als sich etablierende Art bewertet. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schorler 1908). Aktuell mit Ausnahme des Norddeutschen Tieflandes zerstreut, synanthrop in Deutschland vorkommend (Bettinger et al. 2013). Die Art besiedelt meist kalkhaltige Trockenrasen (Hegi 1975f). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

(*Neobiot*) *Salvia verticillata* (Lamiaceae): Ursprünglich ostmediterran verbreitete Pflanze (Sebald et al. 1996a). Mit südrussischem und ungarischem Getreide sowie Luzerne verschleppt (Hegi 1975f). Die Art wird von Metzing et al. (2018) und Hand et al. (2024) als einheimisch oder archäophytisch sowie von Sebald et al. (1996a) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet, jedoch ist die Art nach Hegi (1975f) belegt erst später in Deutschland eingeschleppt worden. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Floraweb (2023), denen hier gefolgt wird, als etablierter Neophyt bewertet. Seit dem 18. Jh. in starker Ausbreitung und in vielen Gegenden Mitteleuropas etabliert (Hegi 1975f). In ganz Deutschland verbreitet, jedoch im Norddeutschen Tiefland zerstreut (Bettinger et al. 2013). Standorte auf trockenen Wiesen, Böschungen, Dämmen, an Wegen und auf Schuttplätzen (Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, jedoch keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

(*Neobiot*) *Satureja hortensis* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal im östlichen Mittelmeergebiet (Sebald et al. 1996a). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002) und wurde als Gewürz- und Heilpflanze verwendet (Sebald et al. 1996a). Subfossiler Nachweis aus dem 13. Jh. in der Tschechischen Republik (Pyšek et al. 2012). Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet, von Hand et al. (2024) als sich etablierende Art bewertet. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Aktuelle Verbreitung vor allem im Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Verwildert aus Gärten und kommt wahrscheinlich bisher nur in der Nähe menschlicher Siedlungen vor. Einige Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, jedoch keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Scandix pecten-veneris* (Apiaceae): Im Gebiet nur die Unterart *pecten-veneris*. Ursprünglich wahrscheinlich in der mediterran-turanischen Region (Łazarski 2015), so in den Therophytengesellschaften des Mittelmeergebietes (Sebald et al. 1992b), in Nordafrika (Meusel et al. 1978), ostwärts bis

zum westlichen Himalaya verbreitet (Hegi 1975d). Mit Saatgut von Sommergetreide (Schneider et al. 1994), in Gras- und Esparsetten-Saaten (Hegi 1975d), zudem mit Südfrüchten (Sebald et al. 1992b), z.B. Apfelsinen aus Spanien (Meyer 1931) eingebracht. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nachweis im 13. Jh. n. Chr. in Baden-Württemberg (Rösch 1991 in Sebald et al. 1992b). Von Turner (1548) genannt, z.B. in großer Menge in einem Getreidefeld zwischen Bonn und Poppelsdorf. Später von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). Standorte auf kalkreichen Böden in meist niedrigwüchsigen Halmfruchtfluren, heute überwiegend an Ackerrändern (Sebald et al. 1992b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Durch die Intensivierung des Ackerbaues (Düngung, Anwendung von Herbiziden) stark zurückgegangen (Sebald et al. 1992b), wohl aber auch durch Saatgutreinigung (Kump 1970, Kästner et al. 2001). Viele Vorkommen vor 1950 wurden nicht wiedergefunden (Bettinger et al. 2013). Die Art wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Scleranthus annuus* (Caryophyllaceae): Das ursprüngliche Areal ist in Südeuropa, in Teilen Mitteleuropas und im Orient. Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), auch in Leinsaat (Müller 1950). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Von Müller et al. (2021) als möglicherweise archäophytisch bewertet. In Südwestdeutschland nicht sicher einheimisch (Kästner et al. 2001). Subfossiler Nachweis von Diasporen in der Bandkeramischen Siedlung von Rössing im Leinetal (Willerding 1988, Brandes et al. 1990), auch aus dem mittleren und späten Neolithikum am Dümmer belegt (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm (Schinnerl 1912, Haug 1925). Aktuell in ganz Deutschland verbreitet, selten im Nordwestdeutschen Tiefland und weniger verbreitet im Alpenvorland und den Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf kalkarmen, sandigen Böden in Getreidefeldern, in Hack- und Ölfruchtäckern, Kies- und Schottergruben, an Feldrainen und Wegrändern, in Sandfluren und auf Felsen (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990). Der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt, einige Fundorte nur bis 1980 nachgewiesen (Bettinger et al. 2013).

(Neobiot) *Setaria italica* (Poaceae): Das Genzentrum der Art liegt in Ostasien (Willerding 1969), ist jedoch nicht genauer bekannt. *Setaria italica* ist eine alte Kulturpflanze und wird in Europa seit der Bronzezeit als Getreide angebaut (Hegi 1998, Müller 1950). Zudem wurde die Art als Saatgut- und Ackerkulturbegleiter eingebracht (Klotz et al. 2002). Heute auch oft im Vogelfutter. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Hand et al. (2024) als nicht-neophytische Art bewertet, die allgemein als unbeständig, in Baden-Württemberg als etabliert gilt. Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet, von Bettinger et al. (2013) als unbeständiger Neophyt eingestuft. Sehr wahrscheinlich vor 1492 bzw. bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Subfossiler Nachweis bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht, und mit ca. 3000 v. Chr. datiert wurde (Küster 1985b). Aus dem Jungneolithikum gibt es zahlreiche Funde von Rispen- und Kolbenhirse in den Ufersiedlungen am Bodensee (Körber-Grohne 1994). Von Gmelin 1826 aus Bühlerthal und Sasbachwalden nachgewiesen (Sebald et al. 1998a). Im Elsaß seit 1710 als Kulturpflanze bekannt (Frankreich, Sebald et al. 1998a). Aktuelle Vorkommen sehr zerstreut in Deutschland (Bettinger et al. 2013). Standorte in

Unkrautgesellschaften an Vogelfutterplätzen, an Wegen, auf Müllkippen, Schuttplätzen, Bahnhöfen oder in Häfen, und auch als Kulturrelikt (Hegi 1998). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Setaria pumila* (Poaceae): Ursprünglich wahrscheinlich im südlichen Eurasien (Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), wurde im Mittelalter auch zur menschlichen Ernährung verwendet (Kästner et al. 2001), war ursprünglich ein Hirseunkraut (Hegi 1998), und wird neuerdings auch mit Vogelfutter z.B. in Sonnenblumensaat eingebracht (Müller 1950). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht, und mit ca. 3000 v. Chr. datiert wurde (Küster 1985b), zudem aus dem Neolithikum in Langendorf bei Weißenfels/Saale (Willerding 1986). In der Literatur von Wibel 1797 jedoch ohne Ortsangabe genannt (Sebald et al. 1998a). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Unkrautfluren auf Hackfrüttäckern und Gemüsefeldern, in Weinbergen, an Wegrändern, auf Brachen und Ödland, auf Schuttplätzen, an Bahndämmen und Vorkommen in der heutigen natürlichen Vegetation (Lohmeyer & Sukopp 1992), z.B. an sandigen Ufern von Flüssen und Teichen (Hegi 1998). Keine konkreten Hinweise zu Veränderungen der Verbreitung vorhanden.

*Setaria verticillata* (Poaceae): Die Art ist wahrscheinlich von südasiatisch-sudanischen Vorkommen der *S. adhaerens* abzuleiten (Kästner et al. 2001). Ursprünglich aus der tropischen und temperaten Zone der alten Welt (Franke et al. 2003). In Südeuropa ist die Art vielleicht durch den Gartenbau und Weinbau eingebracht worden (Hegi 1989) und ist anschließend als Ackerkulturbegleiter auch in unser Gebiet gelangt (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Deutschland weicht die Auffassung über einen möglichen Neophytenstatus in einigen Bundesländern voneinander ab (Bettinger et al. 2013). Bei archäologischen Nachweisen aus der Römerzeit in Baden-Württemberg handelt es sich wahrscheinlich um diese Art (Stika 1996). Wahrscheinlich Nachweis von Thal 1572-1577 im Harz und *Phalaris sylvestris maior* genannt (Rauschert 1977). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Hackfrucht-Unkrautgesellschaften in Gärten, Weinbergen, Ufer, Wegränder, Müll- und Schuttplätze und auf Bahngelände (Sebald et al. 1998a). Zudem kann die Art in gestörten Küstengebieten dominant sein (Franke et al. 2003). Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Setaria verticilliformis* (Poaceae): Das ursprüngliche Areal der gebietsfremden Art ist nicht bekannt. Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Aktuell in Deutschland nur sehr wenige zerstreute Nachweise mit Schwerpunkten im Rheintal (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Hackfrucht-Unkrautgesellschaften in Gärten und Weinbergen, Hackfrucht-Äckern, Friedhöfen, Bahngelände und auf Schuttplätzen (Sebald et al. 1998a). Die Bestandsentwicklung ist unzureichend bekannt (Sebald et al. 1998a), regional rückläufig (Kästner et al. 2001).

*Setaria viridis* (Poaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Mittelmeergebiet Eurasiens (Lohmeyer & Sukopp 1972). Die Art war ursprünglich ein Hirseunkraut (Hegi 1998), gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde wahrscheinlich auch mit Saatgut eingeschleppt (Körber-Grohne 1990 in Sebald et al. 1998a), zudem neuerdings als Vogelfutter für Ziervögel eingebracht (Müller 1950). Vermutlich zur Zeit der Bandkeramik

mit Saatgut eingeschleppt (Körber-Grohne 1990 in Sebald et al. 1998a). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem frühen Neolithikum (Linienbandkeramik) bei Eisenberg/Thüringen (Willerding 1986) und aus dem Jungneolithikum bei Ulm, 55 Jh. v. Chr. (Sebald et al. 1998a). Zudem Nachweis bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht, und mit ca. 3000 v. Chr. datiert wurde (Küster 1985b). Von Leopold 1728 für die Umgebung von Ulm nachgewiesen. Die Angabe von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll ist unsicher (Sebald et al. 1998a). Aktuell Vorkommen in ganz Deutschland mit Schwerpunkt im Norddeutschen Tiefland und im Süddeutschen Stufenland mit seinen Randgebirgen (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Unkrautfluren von Hackfrüchtäckern, in Gemüsegärten und auf Getreidefeldern, in Weinbergen, an Wegrändern, Zäunen sowie auf Schuttplätzen und Brachen, auf Bahnhöfen, an Bahndämmen und in Häfen (Hegi 1998). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen vorhanden.

*Sherardia arvensis* (Rubiaceae): Ursprüngliches Areal im Mittelmeergebiet (Sebald et al. 1996a, Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde mit dem Getreideanbau eingeschleppt (Sebald et al. 1996a). Neuerdings mit Klee und Grassamen in Rasen- und Deichansaaten verbreitet (Cordes et al. 2006). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem 2./3. Jh. v. Chr. bei Rainau-Buch (Stika 1993 in Sebald et al. 1996a). Von Harder 1574-1596 aus der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schorler 1908, Haug 1915). Aktuell fast in ganz Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang. In der Roten Liste als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Silene cretica* (Caryophyllaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in Südeuropa, auch im östlichen Mittelmeergebiet, Nordwestafrika und Kleinasien (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), wurde vielleicht mit Leinsaat eingebracht, und war früher Unkraut in Leinäckern (Hegi 1979a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem frühen Subboreal bei Hornstaad (Sebald et al. 1990a). 1889 und 1897 im Mannheimer Hafen nachgewiesen (Zimmermann 1907, Sebald et al. 1990a). Einelnachweis eines wahrscheinlich angepflanzten Vorkommens 1991 in Nordrhein-Westfalen (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren der Leinäcker, auch auf Schutt oder an Wegrändern (Hegi 1979a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Die Fundorte im Mannheimer Hafen (Bettinger et al. 2013), in Mecklenburg, Nordwest-Baden-Württemberg sind erloschen (Kästner et al. 2001). In der Roten Liste als 0 „Ausgestorben oder verschollen“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Aktuell unbeständige Vorkommen in Hessen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen (Hand et al. 2024).

(*Neobiot*) *Silene dichotoma* (Caryophyllaceae): Ursprüngliches Areal möglicherweise in Kleinasien, Ost- und Südosteuropa (Sebald et al. 1990a). Die Art gilt als Saatgutbegleiter (Klotz et al. 2002). Nachweis aus dem Mittelalter in der Tschechischen Republik (Pyšek et al. 2012), daher möglicherweise

auch in Deutschland als Archäophyt einzustufen. Die Art wird von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002), Metzing et al. (2018) und Müller et al. (2021) als etablierter Neophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Aktuell zerstreut in Deutschland (Bettinger et al. 2013). Die Mehrzahl der Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang.

*Silene linicola* (Caryophyllaceae): Die Art gehört in den Kreis ostmediterraner *Silene*-Arten (Hegi 1979a). Die Art wurde durch die Flachskultur unbewusst aus ostwärmischen Sippen selektiert und besiedelt ein völlig vom Lein-Anbau geprägtes Areal (Welk 2001). Sie gilt als Ackerkulturbegleiter und Saatgutbegleiter (Klotz et al. 2002). Da die Art fast nur aus Leinfeldern bekannt war, wurde sie wahrscheinlich mit *Linum usitatissimum* eingebracht. Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). Bis auf vereinzelte Ausnahmen, die nicht nach 1980 bestätigt wurden, erloschen die Bestände bereits vor 1950. Die Art wird bundesweit mit 0 „ausgestorben oder verschollen“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Aktuell sind unbeständige Vorkommen aus Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein bekannt (Hand et al. 2024). Die Verantwortlichkeit Deutschlands ist mit !! „Besonders hohe Verantwortlichkeit“ bewertet (Metzing et al. 2018).

*Silene noctiflora* (Caryophyllaceae): Wahrscheinlich ostmediterran-orientalischer Herkunft mit Verbreitung in den Bergländern der östlichen Submediterraneis, Anatoliens, Turkestans und des Altais (Hegi 1979a), in südrussisch-ukrainischen Steppen (Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und wurde wahrscheinlich mit dem Getreideanbau aus dem ursprünglichen Areal eingebracht, später zudem mit Getreideeinfuhrn aus Osteuropa (Hegi 1979a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Tofting an der Eider (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915). Aktuelle Vorkommen vor allem im Nordostdeutschen Tiefland, im östlichen Teil der Mittelgebirgsschwelle und im Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Lehmböden als Ackerwildkraut in Halmfrucht-, weniger in Hackfruchtgesellschaften, auch auf Erdauffüllplätzen (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Wahrscheinlich durch Intensivierung der Landwirtschaft im Rückgang (Wehke & Siebler 2012). Viele Fundorte nur bis 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013) und in der Roten Liste als 3 „Gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018), auch in Polen zurückgehend (Pender & Szcęśniak 2011b).

*(Neobiot) Silybum marianum* (Asteraceae): Mediterranes Florenelement, ursprünglich durch das ganze Mittelmeergebiet von den Kanaren, Südwesteuropa bis Vorderasien (Krausch 2003, Sebald et al. 1996), Vorkommen auch in Südrussland und im Kaukasus (Sebald et al. 1996b). Verwilderte Heil- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002, Pyšek et al. 2012). In Deutschland im 12. Jh. bei Hildegard von Bingen aufgeführt (Krausch 2003) und in der Tschechischen Republik im Hohen Mittelalter als Heilpflanze verwendet (Pyšek et al. 2012). Die Art ist im 16. Jh. in Gärten weit verbreitet (Krausch 2003). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) als unbeständig geführt, von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet, von Hand et al. (2024) als sich etablierende Art bewertet. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, jedoch keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

*Sinapis arvensis* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im gesamten Mittelmeergebiet (Hegi 1986). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Wahrscheinlich subfossiler Nachweis aus der Rösener Gruppe des frühen Neolithikums bei Ur-Fulerum, Essen (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz genannt (Rauschert 1977). Bei Dordrecht (Niederlande) für den Zeitraum 1150-1350 belegt (Kooistra et al. 1998). Im Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf lehmigen Ackerböden vor allem im Sommergetreide, Ruderalflächen, Erdauffüllungen, Straßenböschungen, an Schuttplätzen, Wegen und auf Grasplätzen (Hegi 1986, Sebald et al. 1990b). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), in allen Bundesländern Deutschlands rückläufig (Kästner et al. 2001).

*Sisymbrium officinale* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich vom Mittelmeergebiet bis Ostsibirien (Sebald et al. 1990b). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), zudem wurden Kraut und Samen offizinell verwendet (Hegi 1986). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus der Rössener Kultur des Neolithikums bei Langweiler/Jülich (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Mit Ausnahme weniger Regionen, in Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf offenen, nährstoff-stickstoffbeeinflussten trockenen und frischen Sand- und Lehmböden in Ruderalflächen an Wegen, Straßen, auf Bau- und Schuttplätzen, an Mauern und Ufern (Hegi 1986). Zahlreiche Fundorte wurden nach 1980 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), jedoch sind keine weiteren Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Solanum nigrum* (Solanaceae): Ursprüngliches Areal in den wärmeren Gebieten Eurasiens (Kästner et al. 2001). Ackerkulturbegleiter und verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die offizinell verwendet wurde. Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem frühen Neolithikum, Rössenzzeitlicher Nachweis, bei Aldenhover/Jülich (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 aus der Umgebung von Ulm belegt (Schorler 1908, Schinnerl 1915). In ganz Deutschland vorkommend, insbesondere im Nordwestdeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze, in Hackfruchtfluren, an Waldschlägen (Kästner et al. 2001). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, jedoch keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

(*Neobiot*) *Solanum villosum* (Solanaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in den (östlichen) Mittelmeirländern bis Kleinasien (Sebald et al. 1996a). Mögliche Einfuhrvektoren sind nicht bekannt. In Polen als Archäophyt eingestuft (Tokarska-Guzik et al. 2010), daher möglicherweise auch im Bezugsgebiet als Archäophyt einzustufen. Von Metzing et al. (2018) und Hand et al. (2024) als etablierter Neophyt gelistet, denen hier gefolgt wird. Aktuell zerstreut in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte an Böschungen entlang von Straßen. Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher möglicherweise im Rückgang, jedoch keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

(Kryptogen) *Sorbus latifolia* (Rosaceae): Ursprüngliches Areal vermutlich in Südwesteuropa (Müller et al. 2016). Die Arten der *Sorbus latifolia*-Gruppe sind aufgrund von Hybridisierungen systematisch schwierig (vgl. Hegi 1995). Seit 1750 wurde die Art auch als Zierpflanze in Arboreten, Friedhöfen oder Gärten in den Gemäßigten Breiten gepflanzt. Anfänglich hielt man sie für eine Varietät der Schwedischen Mehlbeere (*Sorbus intermedia*), doch heute geht man davon aus, dass es sich um eine Hybride aus Echter Mehlbeere (*Sorbus aria*) und Elsbeere (*Sorbus torminalis*) handelt (Müller et al. 2016). Die Art gilt nach Klotz et al. (2002) als verwilderte Nutz- und Zierpflanze, die vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland in Buchenwäldern, Hainbuchenwäldern, Traubeneichenwäldern und Eichen-Elsbeerenwäldern vorkommt (Hegi 1995, Bettinger et al. 2013). Einige Fundorte sind nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), doch sind keine aktuellen Hinweise auf den Ausbreitungsverlauf vorhanden. Nach Müller et al. (2016) in Deutschland nicht einheimisch. In der Roten Liste von Korneck et al. (1996) als Neophyt angesehen, wird das Taxon *S. latifolia* agg. in der aktuellen Roten Liste von Metzing et al. (2018) als „Indigen/Archäobiot“ bewertet. Die Einstufung sollte für das Bezugsgebiet geprüft werden; die Art wird hier vorläufig als kryptogen geführt.

*Spergula arvensis* subsp. *arvensis* (Caryophyllaceae): Ursprüngliches Areal im westlichen Mittelmeergebiet, ist aber nicht mehr genau abzugrenzen (Kästner et al. 2001). Ackerkulturbegleiter und verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), deren Samen zur menschlichen Ernährung dienten, zudem wurde die Art als Futterkraut angebaut (Kästner et al. 2001), mehr rezent auch in Leinsaat (Müller 1950), wobei in Lein auch die subsp. *maxima* vorkommt (Polen, Proćkow et al. 2011). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der mittleren und späten Bronzezeit bei Langweiler/Jülich. In der Schweiz, der Tschechischen Republik und den Niederlanden bereits Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), auch von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Haug 1915) und von Bauhin 1598 in der Umgebung von Bad Boll gemeldet (Sebald et al. 1990a). In ganz Deutschland verbreitet, insbesondere im Norddeutschen Tiefland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf Sandboden in Hackfruchtäckern, z.B. Kartoffel- oder Rübenäcker, und in Getreidefeldern (Sebald et al. 1990a). Die Art befindet sich deutlich im Rückgang (Kästner et al. 2001).

*Spergularia rubra* (Caryophyllaceae): Das ursprüngliche Areal liegt in Westeurasien (Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als unsicherer Archäophyt bewertet. Aufgrund der Hinweise zum Areal, der Einführungsweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. In Baden-Württemberg um 1590 zwischen Böblingen und Stuttgart nachgewiesen (Sebald et al. 1990a). In ganz Deutschland verbreitet, regional im Nordostdeutschen Tiefland und teilweise in den höheren Lagen fehlend (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Ackerwildkrautgesellschaften, auf Sand- und Lehmböden in Pioniergesellschaften auf Wegen, an Bahnanlagen, in Sandgruben und Steinbrüchen (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Verhältnismäßig wenige Fundorte nur bis 1950 bzw. 1980 nachgewiesen (Bettinger et al. 2013). Jedoch z.B. in Baden-Württemberg infolge Standortveränderungen und Ackerwildkrautbekämpfung im Rückgang (Sebald et al. 1990a).

*Stachys annua* (Lamiaceae): Anatolisch-armenisches Ursprungsgebiet, so im östlichen Mittelmeergebiet und in Kleinasien (Sebald et al. 1996a, Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis circa 41 Jh. v. Chr. bei Riedschachen, später aus der Römischen Kaiserzeit bei Neuß, aus der Bronzezeit in Norditalien und in der Schweiz (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Ulm belegt (Schorler 1908). Aktuelle Vorkommen überwiegend in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Kalk- und Lehmboden in Getreide- und Hackfruchtfeldern, Ackerbrachen, Kiesgruben, in Weinbergen, an Bahndämmen auf Schuttplätzen (Hegi 1975f). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art ist wahrscheinlich durch die Intensivierung der Landwirtschaft zurückgegangen (Sebald et al. 1996a), ist bundesweit im Rückgang (Kästner et al. 2001) und wird mit 2 ,Stark gefährdete Art' eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Stachys arvensis* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im westlichen Mittelmeergebiet (Hegi 1975f). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und mit Getreide und Hackfrüchten eingebracht, später an den Küsten der Nord- und Ostsee mit Schiffsballast verschleppt (Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis datiert mit ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Ebenfalls aus dem mittleren und späten Neolithikum auf Gotland/Schweden belegt (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). Aktuelle Vorkommen vor allem im Nordwestdeutschen Tiefland, der Mittelgebirgsschwelle und dem westlichen Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf Äckern, Kartoffel- und sonstigen Hackfruchtfeldern, in Acker- und Getreidebrachen, an Grabenrändern (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a), auch auf kalkreichen Aueböden entlang des Rheins (Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher im Rückgang. Die Art wird bundesweit mit 3 ,Gefährdete Art' eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Stellaria apetala* (Caryophyllaceae): Ist im Gebiet nicht einheimisch (Sebald et al. 1990a), die Herkunft ist aber unsicher. Allgemeine Verbreitung im gemäßigten Eurasien (Haveman et al. 1997), südöstlich bis in die Ukraine und zur Krim (Hegi 1979a). Als Ackerkulturbegleiter eingebracht, zudem ist die Art Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Standorte in Ruderalfluren, in lockeren Kiefernwäldern, an Abhängen, Wegen und Mauern meist trockener Sandgebiete (Hegi 1979a) sowie in Küsten- und Binnendünen (Haveman et al. 1976). Es sind keine Hinweise auf Veränderungen der Verbreitung in Deutschland bekannt.

*Stellaria media* (Caryophyllaceae): Ursprungsgebiet im mediterran-submediterranen Gebiet (Kästner et al. 2001). In Großbritannien als einheimisch eingestuft (Sobey 1981), da Vorkommen in präglazialen und mesolithischen Ablagerungen (Kästner et al. 2001). Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002) und als Futter für Hühner und Gänse genutzt, früher auch teilweise als Heilkräut verwendet (Hegi 1979a). Von Wisskirchen & Haeupler (1998)

als möglicher Archäophyt bewertet. Von Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Subfossile Nachweise aus dem mittleren Atlantikum bei Ulm-Eggingen (Sebald et al. 1990a). Wahrscheinlich auch Nachweise aus der Linienbandkeramik des frühen Neolithikums bei Oekoven/Jülich, zudem Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum beim Dümmer (Willerding 1986), sowie ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), auch von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915), zudem von Bauhin 1598 in der Umgebung von Bad Boll gemeldet (Sebald et al. 1990a). In Deutschland weiträumig verbreitet, weniger häufig im östlichen Teil des Alpenvorlandes und der Alpen (Bettinger et al. 2013). Segetalart (Kästner et al. 2001) mit Standorten in lückigen Unkrautfluren, insbesondere in Hackunkrautfluren auch in Getreideunkrautgesellschaften, in Äckern, in Gärten und Weinbergen, auf Schuttplätzen, an Wegen und an Ufersäumen (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Keine wesentlichen Veränderungen des Ausbreitungsverlaufs bekannt, nur wenige Vorkommen nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Durch zunehmende Stickstoffdüngung möglicherweise Förderung der Art (Kästner et al. 2001).

(*Neobiot*) *Tanacetum parthenium* (Asteraceae): Ursprüngliches Areal ist der Kaukasus mit der nördlichen Türkei und Südosteuropa (Sebald et al. 1996b). Die Art wird von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt, von Bettinger et al. (2013), Metzing et al. (2018) und Hand et al. (2024) als etablierter Neophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Verwilderte Nutz- und Zierpflanze (Klotz et al. 2002), die als Arzneipflanze, die „Römische Kamille“ (Willerding 1986), verwendet wurde. Subfossiler Nachweis aus der Römerzeit in Irrel, Birnburg-Prüm/Rheinland-Pfalz (Willerding 1986), und dem 2.-3 Jh. n. Chr. bei Osterburken/Baden-Württemberg, wo die Pflanze angepflanzt wurde (Kiefer 1984 in Sebald et al. 1996b). Sehr wahrscheinlich vor 1492 nicht dauerhaft wild lebend etabliert. Lokal 1561 auf Mauern und Bauschutt verwildert nachgewiesen (Krausch 2003); von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Aktuell mehr oder weniger in ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte an Wegen, Gebüschen, auf Ruderalfstellen, Schuttplätzen und in Weinbergen (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt.

*Tanacetum vulgare* (Asteraceae): Allgemein bis Asien verbreitet (Sachalin und Korea) (Sebald et al. 1996b). Das Ursprungsgebiet ist möglicherweise Osteuropa, kann jedoch wie das vieler anderer Auenpflanzen nicht mit Sicherheit ermittelt werden; Wisskirchen & Haeupler (1998) stufen die Art als Archäophyt, eventuell aber doch indigen ein. Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die früher offiziell verwendet wurde, und sekundär auch mit Gartenabfall eingebracht wurde (Hegi 1987). Subfossiler Nachweis aus dem 2.-3. Jh. n. Chr. bei Stettfeld (Stika 1993 in Sebald et al. 1996b), möglicherweise zurzeit der Völkerwanderung eingebracht, war im Altertum noch nicht bekannt (Hegi 1987). Aufgrund der Hinweise zum Areal, der Nutzungsgeschichte, der frühen Nachweise und der Standorte hier als Archäophyt bewertet. In Deutschland, mit Ausnahme des Alpenvorlandes und der Alpen, weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren, Auwäldern, auf Flussschotter, degradierten Hochmooren, in Waldschlägen, an Hecken, in Rainen, Straßen- und Wegrändern, in Erdbrüchen und Kiesgruben (Hegi 1987, Sebald et al. 1996b). Keine Hinweise auf aktuelle Veränderungen der Verbreitung.

*Teucrium botrys* (Lamiaceae): Die Art hat einen westmediterranen Ursprung, wobei die ursprüngliche Ostgrenze wahrscheinlich durch Frankreich, möglicherweise durch das Oberrheintal und die Westschweiz verläuft (Hegi 1975f). Saatgut- oder Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), mit Kulturen und Verkehrs wegen des Menschen, auch mit französischer Rotkleesaat eingebracht (Hegi 1975f), auch auf Kultur als Arzneipflanze zurückzuführen (Polen, Hegi 1975f). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Aktuell in Deutschland Vorkommen vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte auf trockenen, meist kalkreichen Steinböden so in Trockenrasen, in Äckern, Weinbergen, Kiesgruben, Steinbrüchen, an Viehwegen, auf Kalkschutthalden, auf Flussdünen, an Bahndämmen zwischen Gleisschotter, früher auch auf Hackfrüchtäckern (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte sind nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang, so z.B. früher im Saaletal häufig (John & Stolle 2006). In der Roten Liste als V „Vorwarnstufe“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Thlaspi arvense* (Brassicaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Kaukasus (Kästner et al. 2001), möglicherweise auch in Vorderasien (Sebald et al. 1990b). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), wurde früher offiziell genutzt und von romanischen Völkern als Salat oder Gemüse gegessen (Hegi 1986). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem Subboreal bei Langenrain/Baden-Württemberg (Sebald et al. 1990b), zudem Samen aus dem Neolithikum in der Schweiz nachgewiesen (Schlichterle 1981). Um 1548 häufig in Kornfeldern bei Bonn (Turner 1548). Mit Ausnahme weniger Regionen aktuell in Deutschland weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf frischen, nährstoffreichen Lehmböden in Ackerwildkrautfluren, Getreidefeldern, Ruderalfluren auf Erdaufschüttungen und Schuttplätzen (Hegi 1986, Sebald et al. 1990b). Zahlreiche Fundorte nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), Rückgang wahrscheinlich durch chemische Unkrautbekämpfung (Sebald et al. 1990b).

(Neobiot) *Thymus vulgaris* (Lamiaceae): Ursprüngliches Areal im Mittelmeergebiet von Portugal bis Griechenland (Hegi 1975f). Wurde in Mittel- und Nordeuropa als Arzneipflanze und als Küchengewürz angepflanzt (Hegi 1975f). Wahrscheinlich erst im 11. Jh. über die Alpen gebracht worden (Hegi 1975f). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Korneck et al. (1996) als etablierter Neophyt eingestuft. Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet, von Hand et al. (2024) als sich etablierende Art bewertet. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm nachgewiesen (Schorler 1908). Aktuell zerstreute Vorkommen (Bettinger et al. 2013). Vorkommen in halbruderalen Queckenrasen trockenwarmer Standorte sowie in Trocken- und Halbtrockenrasen. Der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt.

*Tordylium maximum* (Apiaceae): Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeergebiet von Portugal bis zu den nördlichen Balkanländern (von Istrien bis Albanien, Nordgriechenland, Bulgarien), in die Türkei und nach Vorderasien (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b). Die Art gilt als Saatgut- oder

Transportbegleiter (Klotz et al. 2002), zudem Burggartenflüchtling (Willerding 1986). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem bronzezeitlichen Pfahlbau Valeggio am Mincio/Norditalien (Willerding 1986). Vermutlich von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). Aktuell in Deutschland nur vereinzelte Nachweise in der Mittelgebirgsschwelle und angrenzendem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013), z.B. Industriehafen in Mannheim (Amarell 2010). Standorte auf sandigen oder steinigen Böden, auf Schutt, in Hecken, an Zäunen, an Weg- und Weinbergrändern, in Feldern und auf Mauern (Hegi 1975d). Viele Vorkommen wurden nach 1950 nicht mehr wiedergefunden (Bettinger et al. 2013), doch ist der aktuelle Ausbreitungsverlauf nicht bekannt. In der Roten Liste als 1 „Vom Aussterben bedroht“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Torilis arvensis* subsp. *arvensis* (Apiaceae): Ursprüngliches Areal im östlichen Mittelmeergebiet ostwärts bis Persien und Turkestan (Hegi 1975d). In Deutschland kommen verschiedene Unterarten vor, wobei die Unterart *arvensis* als Archäophyt gilt (Wisskirchen & Haeupler 1998, Klotz et al. 2002, Müller et al. 2021), die Unterart *neglecta* kommt nur gelegentlich eingeschleppt in Deutschland vor (Buttler & Hand 2013). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Sebald et al. 1992b), und ist vielleicht auch mit Getreidesaatgut eingebracht worden (Schneider et al. 1994). Subfossile Nachweise in Druschabfällen aus der Römischen Kaiserzeit bei Friesheim/Nordrhein-Westfalen (Willerding 1986, Wiethold 2005) sowie in Baden-Württemberg (Stika 1996). 1842 in Thüringen und Anhalt nachgewiesen (Barthel et al. 2000), vor 1884 im Münchener Südbahnhof sowie 1891 im Hafen von Mannheim (Hegi 1975d). Wahrscheinlich kam die Art, aufgrund der frühen Einbringung, bereits vor 1492 wildwachsend vor. Aktuell ist die Art vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland, insbesondere entlang des Rheins und seiner Nebenflüsse, regional verbreitet (Bettinger et al. 2013). Standorte sind in Weinbaugebieten, auf Ackerbrachen, Brachfeldern, an Weg- und Ackerrändern (Hegi 1975) zudem in Ruderalfluren auf schuttreichen Böden der Bahnhöfe (Sebald et al. 1992b). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). In Deutschland insbesondere durch Saatgutreinigung zurückgehend (Kump 1970, Kästner et al. 2001).

*Tripleurospermum perforatum* (Asteraceae): Ursprünglich in den vorderasiatischen Küstengebieten (Hegi 1987). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), auch als Zierpflanze in Gärten, neuerdings in Saatmischungen (Hegi 1987). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Nachweis in Baden-Baden aus dem 2. Jh. n. Chr. (Stika 1993 in Sebald et al. 1996b). Von Fuchs um 1565 für Rütingen, Baden-Württemberg erwähnt (Sebald et al. 1996b), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). In ganz Deutschland, mit Ausnahme des Nordostdeutschen Tieflandes, weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) auf ruderalfreien Standorten aller Art, Schuttplätzen, an Weg- und Straßenrändern, auch in Hackfruchtäckern (Sebald et al. 1996b). Obwohl zahlreiche Fundorte nicht nach 1980 bestätigt wurden (Bettinger et al. 2013), ist der Ausbreitungsverlauf wahrscheinlich stabil.

(*Neobiot*) *Triticum aestivum* (Poaceae): Genzentren liegen in Zentralasien und Vorderasien (Willerding 1969). Die ältesten Weizenfunde stammen aus Kleinasien und Mesopotamien von 6800-5200 v. Chr. (Sebald et al. 1998a). In Baden-Württemberg wurde Saatweizen fossil erstmals im 55. Jh. v. Chr. bei Hilzingen und Bietigheim nachgewiesen (Stika 1991, Piening 1989 in Sebald et al. 1998a). Subfossiler Nachweis bei Hochdorf-Eberdingen

aus der Schussenrieder Kultur, am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum, und mit ca. 3000 v. Chr. datiert wurde (Küster 1985b). Die Art ist als verwilderte Nutzpflanze zu bewerten (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Von Metzing et al. (2018) als unbeständige Art nicht gelistet, von Hand et al. (2024) als sich etablierende Art bewertet. Verwildert periodisch aus den Anbauflächen und kommt angrenzend an diese unbeständig vor. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Keine Hinweise auf den aktuellen Ausbreitungsverlauf vorhanden.

(*Neobiot*) *Tulipa sylvestris* (Liliaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich Südosteuropa und Westasien (Jäger 1973, Krausch 2003). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nach Kowarik & Wohlgemuth (2006) ist eine Einstufung als Archäophyt jedoch zweifelhaft; von Metzing et al. (2018) als etablierter Neophyt bewertet, denen hier gefolgt wird. Die Art ist eine verwilderte Zierpflanze (Klotz et al. 2002). Sie wurde in Italien Mitte des 16. Jh. als Zierpflanze gezogen und um 1580 in deutschen Gärten, als *Tulipa narbonensis* angepflanzt (Krausch 2003). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Sehr wahrscheinlich vor 1492 nicht dauerhaft wild lebend etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. In Deutschland weit verbreitet, im Alpenvorland und den Alpen fehlend (Bettinger et al. 2013). Standorte in Obst- und Parkgärten, Gebüschen (Hegi 1909), auf Lehmböden in Weinbergen, an Straßenböschungen, in alten Parks, alten Gärten, auf Grasland (Sebald et al. 1998a) und in Flussauen (Jäger 1973), z.B. in Hartholzauen (Wohlgemuth & Kaiser 2008). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), vielerorts rückgängig (Kästner et al. 2001). Die Art wurde aufgrund ihrer Listung in § 1 Anlage 1 BArtSchV in der Roten Liste eingestuft und bundesweit mit 3 „Gefährdete Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Turgenia latifolia* (Apiaceae): Ursprünglich im südlichen Mittelmeergebiet in der Adria und angrenzendem Südwestasien (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b, Kästner 2003). Mit Getreidesaatgut eingebracht (Hegi 1975d, Schneider et al. 1994), schon früher in Haferfeldern (Belgien, Senoner 1871), in jüngerer Zeit auch mit Vogelfutter (Österreich, Melzer & Barta 1992). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. In Süddeutschland Archäophyt, in Norddeutschland (seit 1888) Neophyt (Kästner et al. 2001). Neuere Nachweise beruhen meist auf unbeständigen Einschleppungen (Bettinger et al. 2013). Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996), ebenfalls in Haidin bei Pettau (ehemaliges Jugoslawien, Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), sowie von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). Aktuell in Deutschland nur wenige Fundorte in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013), in Deutschland gibt es aktuell wahrscheinlich nur noch vereinzelte Funde (Dunkel 2006). Standorte in mäßig-trockenen, kalkreichen (Kästner 2003), Getreideäckern, Weinbergen, auf Brachen, an Rainen, Wegrändern, auf Schutt, häufig in der Nähe von Mühlen, Lagerhäusern, in Bahnhöfen und Hafenanlagen (Hegi 1975d, Sebald et al. 1992b), z.B. im mittleren Maintal auf einem mit Raps bestellten Kalkscherbenacker (Dunkel 2006). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Ein Großteil der Vorkommen wurde nach 1950 bzw. nach 1980 nicht wieder bestätigt.

(Bettinger et al. 2013). Wahrscheinlich u.a. durch die Reinigung des Saatgutes zurückgehend (Knecht 2001). Die Art wird bundesweit mit 1 „Vom Aussterben bedrohte Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Urtica urens* (Urticaceae): Ursprünglich im Mittelmeergebiet (Kästner et al. 2001), eurasiatisch-meridionale Pflanze (Sebald et al. 1990b, Lohmeyer & Sukopp 1992, vgl. Webb 1985). Als Spinat- und Faserpflanze, Geflügel- und Viehfutter, zudem offiziell genutzt (Hegi 1981, Willerding 1986). Auch als Wolladventivpflanze bekannt (Derendingen, Kanton Solothurn, Schweiz, Hegi 1981). Von Lohmeyer & Sukopp (1992), Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Sipplingen am Bodensee (Willerding 1986) und bei Eberdingen-Hochdorf (Küster 1985b). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 in der Umgebung von Ulm (Haug 1915) und von Bauhin 1598 in der Umgebung von Bad Boll belegt (Sebald et al. 1990b). Aktuell in ganz Deutschland, vor allem im Norddeutschen Tiefland und der Mittelgebirgsschwelle verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Hackunkraut- und Ruderalfuren in Siedlungsnähe auf stickstoffreichen Böden an Stallungen, Straßengräben und Häusern, auf Äckern, Gemüsebeeten, in Weinbergen, in Ackerrainen und auf Misthaufen (Hegi 1981, Sebald et al. 1990b). Infolge von Intensivnutzung von Äckern ist eine Zunahme in der Häufigkeit und eine Arealerweiterung vorhanden (Kästner et al. 2001).

*Vaccaria hispanica* subsp. *hispanica* (Caryophyllaceae): Die Art ist im ostmediterran orientalisch-turanischen und wahrscheinlich auch im pontischen Gebiet ursprünglich verbreitet (Hegi 1979a), so im östlichen Mittelmeergebiet und Vorderasien (Sebald et al. 1990a). Fast alle neueren Angaben der Art beruhen auf unbeständigen Einschleppungen, zumal die Art auch Bestandteil von "Wildblumen"-Saatmischungen ist (Bettinger et al. 2013), dabei muss allerdings zwischen den Unterarten *hispanica* und *grandiflora* unterschieden werden, wobei letztere als Neophyt eingestuft wird. Die Unterart *hispanica* gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002), und wurde zudem mit Getreidesaatgut eingebracht (Schneider et al. 1994). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Auch als Verunreinigung in Vogelfutter (Hegi 1979a) und neuerdings in Zierblumensaft (Sebald et al. 1990a), u.a. Sonnenblumen, sowie mit *Trifolium resupinatum*-Saatgut eingeschleppt (Kästner et al. 2001). Früher wurden die ölhaltigen Samen auch in der Heilkunde verwendet (Hegi 1979a). Subfossile Nachweise aus der Römischen Kaiserzeit bei Butzbach/Wetterau. Früher bereits in der Schweiz und Ungarn aus der mittleren und späten Bronzezeit belegt (Willerding 1986). Aktuell vereinzelte Vorkommen der Unterart *hispanica* in der niedersächsischen Mittelgebirgsschwelle und in Rheinland-Pfalz (Bettinger et al. 2013). Standorte auf kalkreichen Böden in Getreideäckern, auch auf Schuttplätzen (Hegi 1979a, Sebald et al. 1990a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). Viele Fundorte in Deutschland wurden nach 1950 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013). Zahlreiche mitteleuropäische Fundorte, infolge der Intensivierung der Landwirtschaft wie z.B. Saatgutreinigung und allgemeiner Herbizideinsatz, erloschen (Király et al. 2006). Die Art wird bundesweit mit 1 „Vom Aussterben bedrohte Art“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Valerianella locusta* (Valerianaceae): Ursprüngliches Areal im Mittelmeergebiet, Nordafrika, Kaukasus und Vorderasien (Sebald et al. 1996b, Hegi 2008). Die Art gilt als verwilderte Nutzpflanze und Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. In vielen jungsteinzeitlichen Pfahlbau- bzw. Ufersiedlungen des nördlichen Alpenvorlandes in Verbindung mit Getreide- resten nachgewiesen, daher möglicherweise auch Einschleppung von Feldsalatfrüchten mit Getreide (als Saatgut) aus dem Mittelmeerraum (Körber- Grohne 1994). Die Art gehört zu den wenigen Pflanzen, die nicht im Mittelmeergebiet, sondern in Mitteleuropa durch Auslesezüchtung der (aus dem Mittelmeergebiet stammenden Wildform) kultiviert worden sind (Körber-Grohne 1994). Als Salatpflanze erst seit 1700 angebaut (Sebald et al. 1996b). Subfossile Nachweise von Früchten von zwei Feldsalatarten (*V. locusta* und die als einheimisch bewertete *V. dentata*) in mehreren Pfahl- bausiedlungen aus der Jungsteinzeit und der Bronzezeit am Bodensee (mittleres und spätes Neolithikum bei Sipplingen, Willerding 1986), Zürichsee und anderen Seen des nördlichen Alpenvorlandes (Körber-Grohne 1994). Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm nach- gewiesen (Schorler 1908), zudem von Bauhin 1598 bei Bad Boll belegt (Sebald et al. 1996b). Aktuell in ganz Deutschland verbreitet, insbesondere in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) in Pionierfluren sandig- lehmiger Böden, in Wintergetreide, Äckern, Brachfeldern und Weinbergen, grasige Böschungen, Bahnanlagen und Mülldeponien, auch auf Trocken- wiesen und Dünen (Sebald et al. 1996b, Hegi 2008). Die Art ist deutlich im Rückgang (Sebald et al. 1996b).

*Verbena officinalis* (Verbenaceae): Das Ursprungsgebiet liegt wahrscheinlich im Mittelmeergebiet (Hegi 1975e), so in Nordafrika, Südosteuropa und Westasien (Hegi 1975e, Lohmeyer & Sukopp 1992, Sebald et al. 1996a). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), die als Gewürzpflanze sowie Heil- und Zauberkraut genutzt wurde (Krausch 2003). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus der Linienbandkeramik, frühes Neolithikum bei Böckingen/Heilbronn (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977), zudem von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm belegt (Schorler 1908). In ganz Deutschland verbreitet, mit Schwerpunkt in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren auf Weiden, an Flussufern, an Wegrändern, in Dörfern, auf Schuttplätzen, an Mauern und Zäunen (Hegi 1975e, Sebald et al. 1996a). Möglicherweise im Rückgang begriffen, da viele Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht wieder bestätigt wurden (Bettinger et al. 2013).

*Veronica agrestis* (Scrophulariaceae): Ursprünglich wahrscheinlich in den westsubmediterranen Gebieten verbreitet (Kästner et al. 2001), Vorkommen in Gebirgen des nördlichen Mittelmeergebietes, so nordspanische Gebirge, Apenninen und Balkan (Hegi 1975f), vielleicht auch in Kleinasien einheimisch (Sebald et al. 1996a). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit bei Arum, Niederlande (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Schinnerl 1912). In ganz Deutschland verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetal- pflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf nährstoffreichen, meist kalkarmen Böden in Hackfrüchtäckern, Obstpflanzungen und Gärten (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang, doch durch Vorkommen in Gärten nicht gefährdet (Sebald et al. 1996a).

*Veronica arvensis* (Scrophulariaceae): Wegen der weiten Verschleppung lässt sich das ursprüngliche Gebiet nicht mehr genau angeben, vermutlich Orient (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a, Kästner et al. 2001). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Fossiler Nachweis datiert mit ca. 3000 v. Chr. bei Hochdorf-Eberdingen aus der Schussenrieder Kultur, die am Übergang vom mittleren zum späten Neolithikum steht (Küster 1985b). Später Nachweise aus der Eisenzeit bei Archsum/Sylt und aus der älteren vorrömischen Eisenzeit bei Langweiler/Jülich (Willerding 1986). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). In Deutschland aktuell sehr weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten auf meist kalkhaltigen, sandigen bis lehmigen Böden in Therophytengesellschaften, so in lückigen Unkrautbeständen von Halm- und Hackfruchtäckern, auf Schuttplätzen, an Wegrändern, in Waldschlägen, in lückigen Halbtrockenrasen und Wirtschaftswiesen, Parkrasen und auf Mauern (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). In Deutschland verhältnismäßig wenige Fundorte nicht nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013).

*Veronica opaca* (Scrophulariaceae): Das ursprüngliche Areal der gebietsfremden Art ist nicht bekannt. Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) und Klotz et al. (2002) als Archäophyt bewertet. Vermutlich gehört ein unverkohlter Same aus einer wikingerzeitlichen Ackerprobe, frühes Mittelalter, von Archsum/Sylt zu dieser Art (Willerding 1986). Aktuell zerstreut in ganz Deutschland vorkommend, vor allem in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Standorte in lückigen Unkrautfluren von Hackfruchtäckern, in Obstpflanzungen und in Gärten (Hegi 1975f, Sebald et al. 1996a). Typische Segetalart der Ackerwildkrautfluren, die aufgrund intensiver Landwirtschaft in ihrem Bestand bedroht ist (Schneider et al. 1994). In Deutschland zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. nach 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013). Die Art ist bundesweit im Rückgang (Kästner et al. 2001) und wird mit 3 ‚Gefährdet‘ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Veronica polita* (Scrophulariaceae): Die ursprüngliche Heimat ist wahrscheinlich der Vordere Orient, z.B. die Steppen Persiens (Hegi 1975f). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossiler Nachweis aus dem 11./9. Jh. v. Chr. bei Wiesloch (Rösch 1993 in Sebald et al. 1996a). Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überlingen bei Ulm belegt (Schorler 1908, Schinnerl 1912). Aktuell vor allem in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland, dem Voralpengebiet und Teilen des Nordostdeutschen Tieflandes verbreitet (Bettinger et al. 2013). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bzw. 1980 bestätigt (Bettinger et al. 2013), z.B. durch den Umbruch von Stoppelfeldern (Sebald et al. 1996a).

*Veronica triphyllos* (Scrophulariaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich das anatolisch-pontisch-balkanische Gebiet (Kästner et al. 2001), Vorkommen von Südeuropa bis in den Vorderen Orient (Hegi 1975f). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Sie ist wahrscheinlich seit der Eisenzeit eingebracht, jedoch subfossil erst aus dem frühen Mittelalter bei Tornow/Calau/Brandenburg nachgewiesen (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz belegt (Rauschert 1977), zudem von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912). Aktueller Schwerpunkt der Verbreitung im Nordostdeutschen Tiefland, im östlichen Teil der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standort auf mäßig nährstoffreichen, meist kalkreichen Lockerböden u.a. Sand und sandiger Löss in Getreideäckern und an

Wegrändern (Hegi 1975f), in Sandgebieten z.B. der Rheinebene (Sebald et al. 1996a). Als Getreideunkraut zurückgehend (Sebald et al. 1996a), zahlreiche Fundorte nach 1950 bzw. 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013) und in der Roten Liste als V „Vorwarnliste“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

*Vicia angustifolia* (Fabaceae): Ursprünglich im Mittelmeergebiet (Kästner et al. 2001). Mediterran-eurasisches Florenelement mit Vorkommen von Nordafrika bis Asien (Sebald et al. 1992a). *Vicia angustifolia* ist die Stammform der Kulturpflanze *V. sativa* (Kästner et al. 2001), die als Futterpflanze angebaut wird (Willerding 1986). Vielleicht auch als Kulturbegleiter eingebracht (Hegi 1975b). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998) als Archäophyt und von Klotz et al. (2002) als fraglicher Archäophyt bewertet. Möglicherweise subfossiler Nachweis aus dem mittleren bis späten Neolithikum bei Burgliebenau/Merseburg, doch ist die Unterscheidung von *V. angustifolia* und *V. sativa* wegen der Namensverwendung nicht möglich (Willerding 1986). Von Thal 1572-1577 im Harz nachgewiesen (Rauschert 1977). Aktuelle Vorkommen vor allem im Nordwestdeutschen Tiefland, auch in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) an Ruderalstandorten, auf Äckern, Schuttplätzen, Wegrainen, Sandgruben, an Feldrändern, in Getreideunkrautfluren und in Halbtrockenrasen (Sebald et al. 1992a, Hegi 1975b). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

(*Neobiot*) *Vicia ervilia* (Fabaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich das östliche Mittelmeergebiet und Westasien (Fischer 1937, Hegi 1975b). Seit dem Altertum vor allem als Grünfutterpflanze in sommertrockenen Mittelmeerländern wegen ihrer Dürerreristenz angebaut (Fischer 1937). In Mitteleuropa wurde die Pflanze nur selten angebaut. Am Mittelrhein, im Nahe-, Glan- und Moseltal bestand im 19. und Anfang des 20. Jahrhunderts ein kleines Anbaugebiet (Fischer 1937). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002). Von Klotz et al. (2002) als Neophyt bewertet. Aus Mitteleuropa liegt ein einzelner vorgeschichtlicher Fund aus der jüngeren vorrömischen Eisenzeit als Unkrautbeimengung unter Linsen von der Steinsburg in Thüringen vor (Hegi 1975b). Zufällig besonders mit Linsen verschleppt (Hegi 1975b). In Wisskirchen & Haeupler (1998) nicht aufgeführt, nach Kästner et al. (2001), Bettinger et al. (2013) und Metzing et al. (2018) im Gebiet ein Archäophyt, dessen etablierte Vorkommen vor 1950 erloschen sind (Hand et al. 2024, Metzing et al. 2018). In der Roten Liste als 0 „Ausgestorben oder Verschollen“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Nach Hegi (1975b) nirgends mit Sicherheit als wild bekannt, nur ab und zu ruderal auftretende Kulturpflanze, besonders auf kalkarmem Boden. Aktuell vor allem in südlichen Bundesländern nur gelegentlich unbeständig auftretend (Hand et al. 2024, Metzing et al. 2018); aktuelle Vorkommen sind als neophytisch zu bewerten.

(*Neobiot*) *Vicia sativa* (Fabaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich das östliche Mittelmeergebiet und Westasien (Hegi 1975b, Sebald et al. 1992a). Verwilderte Nutzpflanze (Klotz et al. 2002), als Futterpflanze angebaut (Hegi 1975b). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Nach Bettinger et al. (2013) wird die Art zwar häufig in Zwischenfrucht- und Wildäckern angebaut, ist aber kaum oder höchstens kurzfristig verwildert aufzufinden und dies auch meist nur in der Nähe kultivierter Bestände. Nach Korneck et al. (1996) als etablierter Neophyt eingestuft, von Hand et al. (2024) als sich etablierende Art bewertet; nach Müller et al. (2021) aktuell nur unbeständig auftretend. Sehr wahrscheinlich bislang nie dauerhaft etabliert, aktuelle Vorkommen sind daher als neophytisch zu bewerten. Subfossile Nachweise

aus dem frühen Subboreal 36. Jh. v. Chr. bei Ravensburg (Sebald et al. 1992a), seitdem angebaut (Kästner et al. 2001). Von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm nachgewiesen (Schinnerl 1912, Haug 1915), auch von Bauhin 1598 bei Bad Boll genannt (Sebald et al. 1992a). Aktuelle Vorkommen vor allem im Süddeutschen Stufenland, auch am Rand der Mittelgebirgsschwelle zum Norddeutschen Tiefland, sowie in Hamburg und Berlin (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001) mit Standorten in Getreidefeldern, Trockenwiesen und Weiden, an Acker- und Wegrändern (Hegi 1975b). Keine Hinweise auf eine wesentliche Veränderung der aktuellen Verbreitung vorhanden.

*Vinca minor* (Apocynaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im Mittelmeergebiet von Südeuropa, im Kaukasus und Kleinasien (Hegi 1975e, Krausch 2003). Ob die Vorkommen im südlichen Mitteleuropa zum ursprünglichen Areal gehören oder alte Einbürgerungen darstellen, ist umstritten (Krausch 2003). Als Arzneipflanze genutzt (Krausch 2003), ab 1990 häufiger als Zierpflanze u.a. mit gelbbunten Blättern oder roten Blüten verwendet und verwildernd (Brennenstuhl 2008, Nikolaidis et al. 2010). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Seit dem späten Mittelalter in Süddeutschland als Gartenpflanze gezogen (Krausch 2003, Brennenstuhl 2008). In Deutschland weit verbreitet, weniger häufig im Nordostdeutschen Tiefland. Archäophytische und neophytische Bestände können vielfach nicht zuverlässig unterschieden werden (Bettinger et al. 2013). Standorte am Rande von Gebüschen, Laubwäldern, Hecken, Auen, auf Waldblössen, an Mauern, Felsen, in Weinbergen, außerdem in Gärten, Parkanlagen und Friedhöfen (Hegi 1975e). Es ist nicht bekannt, ob die archäophytischen Bestände stabil und die neophytischen Bestände expansiv sind.

*Viola arvensis* subsp. *arvensis* (Violaceae): Wahrscheinlich nur im Orient ursprünglich verbreitet (Hegi 1975d), so in Nordafrika und im westlichen Eurasien (Sebald et al. 1990b). Die Art gilt als Ackerkulturbegleiter (Klotz et al. 2002). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Subfossile Nachweise aus dem mittleren und späten Neolithikum bei Sipplingen/Bodensee und bei Taubried/Federsee, wobei die Unterscheidung der Samen von *Viola arvensis* und *V. tricolor* schwierig ist (Willerding 1986). Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm nachgewiesen (Schorler 1908), später von Bauhin 1598 für die Umgebung von Bad Boll genannt (Sebald et al. 1990b). *Viola arvensis*, wahrscheinlich auch die Unterart *arvensis*, ist aktuell in ganz Deutschland, mit Ausnahme der Alpen, weit verbreitet (Bettinger et al. 2013). Segetalpflanze (Kästner et al. 2001), in Getreide- und Hackfrüchtäckern, Ackerbrachen, an Weg- und Straßenrändern, an Bahndämmen, auf Schuttplätzen, Erdaufschüttungen und auf anderen Ruderalplätzen im Siedlungsbereich (Hegi 1975d, Sebald et al. 1990b), auch in Goldhaferwiesen (Kästner et al. 2001). Zahlreiche Vorkommen nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013).

*Viola odorata* (Violaceae): Ursprüngliches Areal teilweise in Südwesteuropa, Südosteuropa, Nordafrika, Kleinasien bis zum Kaukasus und Kurdistan (Krausch 2003, Marcussen 2006). Spätestens im frühen Mittelalter gelangte die Art als Zier- und Arzneipflanze nach Mitteleuropa (Krausch 2003), so wahrscheinlich von Walahfried Strabo um 820 erwähnt (Krausch 2003). Von Wisskirchen & Haeupler (1998), Klotz et al. (2002) und Müller et al. (2021) als Archäophyt bewertet. Von Harder 1574-1576 aus der Umgebung von Überkingen bei Ulm nachgewiesen (Schorler 1908), später von Bauhin 1598 in der Umgebung von Bad Boll genannt (Sebald et al. 1990b). Aktuell in ganz Deutschland weit verbreitet, weniger verbreitet im Alpenvorland, den Alpen und im Norddeutschen Jungmoränengebiet (Bettinger et al. 2013). Standorte in Hecken, lichten Laubgehölzen, an Bachufern,

Waldrändern (Hegi 1975d), zumeist nur in der näheren Umgebung von Städten und Dörfern, verwildert in Stadt-, Park- und Gartenanlagen und auf Kirchhöfen (Sebald et al. 1990b). Archäophytische und neophytische Bestände, vor allem in siedlungsnahen Wäldern oder in Parks, können vielfach nicht zuverlässig unterschieden werden (Bettinger et al. 2013). Einige Fundorte nach 1980 nicht bestätigt (Bettinger et al. 2013), wobei unklar ist, ob dies einen Rückgang der Art widerspiegelt.

(*Indigen*) *Vitis gmelinii* (Vitaceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich im östlichen Mittelmeergebiet und Vorderasien (Hegi 1975c, Sebald 1992b). Vorkommen in Deutschland sind sehr wahrscheinlich auf endozoochore Verschleppung von Samen durch Vögel zurückzuführen (Oberdorfer 1990). Die Art wird hier als einheimisch bewertet. Wisskirchen & Haeupler (1998) stufen die Art als Archäophyt, eventuell aber doch indigen ein. Archäologische Nachweise aus der Römerzeit in Baden-Württemberg (Stika 1996). Die Unterart *sylvestris* ist wahrscheinlich im Glossaria Augiensis des Klosters Reichenau im 13. Jh. für die Reichenau genannt, später in Baden-Württemberg von Gmelin 1806 (Sebald et al. 1992b). Aktuelle Vorkommen entlang des Rheins (Bettinger et al. 2013). Standorte in Auwäldern in Erlen-Ulmen-Gesellschaften, an Waldrändern und in Gebüschen an trockenen Stellen in Berberidion-Gesellschaften (Sebald et al. 1992b). Zahlreiche Fundorte nach 1950 nicht wieder bestätigt (Bettinger et al. 2013), daher wahrscheinlich im Rückgang. Die Art wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018). Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands wird vermutet, ist aber aufgrund ungenügender Daten unsicher (Metzing et al. 2018).

*Xanthium strumarium* (Asteraceae): Ursprüngliches Areal wahrscheinlich in Mittel- und Vorderasien, im Gebiet um das Kaspische und Schwarze Meer (Opravil 1983 in Brinkkemper & Kuijper 1993). Die Samen wurden offizinell und zur Ölgewinnung verwendet (Müller-Bieniek et al. 2015). Wisskirchen & Haeupler (1998) stufen die Art als Archäophyt, eventuell aber doch indigen ein. Nach Opravil (1983) in Brinkkemper & Kuijper (1993) in Mitteleuropa archäophytisch, dem hier gefolgt wird. Subfossiler Nachweis aus der Römischen Kaiserzeit bei Pforzheim (Willerding 1986), zudem Nachweis von subfossilien, unverkohlten Früchten aus dem 1. Jh. n. Chr. bei Xanten (Knörzer 1981 in Brinkkemper & Kuijper 1993). In Polen bereits Nachweise aus dem Zeitraum ca. 975-818 v. Chr. (Müller-Bieniek et al. 2015). In der Gegend von Ulm 1539 verbreitet (Sebald et al. 1996b), von Thal 1572-1577 im Harz (Rauschert 1977) und von Harder 1576-1594 in der Umgebung von Ulm belegt (Haug 1915). Aktuell zerstreute Verbreitung im gesamten Bezugsgebiet vor allem entlang der Flüsse (Bettinger et al. 2013). Standorte in Unkrautfluren an Schuttplätzen und Wegrändern, und an Flussufern (Hegi 1979b). Zahlreiche Fundorte nicht nach 1950 bestätigt (Bettinger et al. 2013), auch aktuell im Rückgang (z.B. Amarell 2010). Neuere Vorkommen sind oft nur unbeständig und gehen z.B. auf Verwildерungen aus Vogelfuttersämereien zurück, oft begleitet von *Ambrosia artemisiifolia* (Klotz 2007). Die Abgrenzung zwischen archäophytischen und neophytischen Vorkommen in Deutschland ist vielfach nicht zuverlässig zu ermitteln. Die Art wird bundesweit mit 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Metzing et al. 2018).

## A.2 Artenliste der Archäophyta – Moose

### Hinweise:

Bei der Angabe „vor 1492“ in der Spalte Erstnachweis muss kein wild lebender Fund vor 1492 dokumentiert sein, jedoch ist auf Grund vorliegender weiterer Erkenntnisse davon auszugehen, dass die gebietsfremde Art vor 1492 dauerhaft wild lebend vorgekommen ist.

Arten, für die nicht hinreichend sicher festgestellt werden konnte, ob sie einheimischen oder gebietsfremden Ursprungs sind, sind in der Spalte „Erstnachweis“ mit „Kryptogen“ gekennzeichnet und die jeweilige Zeile ist grau hinterlegt. Alle kryptogenen Arten wurden nicht in die Auswertungen einbezogen.

Für alle Arten sind fachspezifische Erläuterungen direkt am Anschluss der Tabelle vorhanden.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal						Einführungsweise	Einfuhrvektoren		Erstnachweis								
			Etabliert	Unbeständig	Unbekannt	Fehlend	Europa	Afrika	Temperates Asien	Tropisches Asien	Australasien	Nordamerika	Südamerika	Unbekannt	Absichtlich	Unabsichtlich	Unbekannt	Transporte von Gütern	Weitere unabsichtliche Einfuhrwege (Ackerkulturbegleiter)	
<b>BRYOPHYTA</b>	<b>Moose</b>																			
<i>Anthoceros agrestis</i>	Acker-Hornmoos	x		x	x										x		x	x	vor 1492	
<i>Grimmia crinita</i>	Haar-Kissenmoos	x		x	x										x		x	x	vor 1492	
<i>Phaeoceros carolinianus</i>	Einhäusiges Braunhornmoos	x																		Kryptogen
<i>Rhynchostegium rotundifolium</i>	Rundblättriges Schnabeldeckelmoos	x		x	x										x		x	x	vor 1492	
<i>Sphaerocarpos michelii</i>	Michelis Bläschenmoos	x		x	x	x									x		x	x	vor 1492	
<i>Sphaerocarpos texanus</i>	Großsporiges Bläschenmoos	x									x				x			x	vor 1492	
<i>Targionia hypophylla</i>	Echtes Targionimoos	x																		Kryptogen

<i>Tortula inermis</i>	Stachelloses Drehzahnmoos	x				Kryptogen
------------------------	---------------------------	---	--	--	--	-----------

### Spezifische Anmerkungen

*Anthoceros agrestis* (Anthocerotaceae): Vorkommen sind in Mittel- und Südeuropa, in Nordafrika und Nordamerika bekannt (Frahm & Frey 2004), aktuell kommt die Art wahrscheinlich zirkumpolar vor (BLWG 2022a). *Anthoceros agrestis* und *A. punctatus* wurden oft nicht unterschieden, so dass deren Verbreitung ungenügend bekannt ist. *A. punctatus* kommt in Europa vor allem in mediterran-atlantischen Gebieten vor, *A. agrestis* scheint auch weiter nördlich und kontinental verbreitet zu sein (Söderström et al. 2002, Bisang & Urmi 2006, Ros et al. 2007). *A. agrestis* wurde wahrscheinlich als Ackerkulturfolger eingebracht. Die Art wird hier aufgrund der besiedelten Habitate als Archäophyt eingestuft (vgl. Nebel & Philippi 2000). Sie kommt in ganz Deutschland vor (Meinunger & Schröder 2007a), in Niederösterreich wurde sie erstmals 1892 nachgewiesen (Gendo 2013). Das Acker-Hornmoos besiedelt offene, neutrale bis schwach saure, feuchte Erde und lebt hauptsächlich auf Äckern, besonders Stoppeläckern, die im Herbst noch längere Zeit nicht umgebrochen werden, auf Wegrändern und unbefestigten Wegen, seltener in Gärten, Baumschulen, Obstanlagen, in lückigen Wiesen und auf lichten Waldwegen (Nebel & Philippi 2000, Meinunger & Schröder 2007a). Die Art kommt auch in Nanocyperion-Gesellschaften, z.B. in Dünentälern vor (Melick & Weeda 1999, Weeda 2006). Die Art war in Zeiten extensiven Ackerbaues verbreitet und oft sehr häufig. Unter heutiger Landwirtschaft mit ihren raschen Umbruchszeiten ist sie stark zurückgegangen, die Bestände kommen oft nicht zu voller Entwicklung, scheinen sich jedoch aktuell auf deutlich niedrigerem Niveau stabilisiert zu haben, zumal die Art gelegentlich auch außerhalb von Ackerstandorten auftritt (Meinunger & Schröder 2007a). Die Art wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdet‘ eingestuft (Caspari et al. 2018).

*Grimmia crinita* (Grimmiaceae): Das Haar-Kissenmoos stammt wahrscheinlich aus dem nördlichen Mittelmeergebiet (Hill & Preston 1998) und eventuell auch aus dem Kaukasus, Vorderasien und Nordafrika (Nebel & Philippi 2000, Frahm & Frey 2004). Wahrscheinlich wurde die Art unabsichtlich (in römischer Zeit) mit dem Weinbau eingebracht, da sie vor allem auf Mörtelmauern in Weinbaugebieten vorkommt, wo sie sonnige, trockene Standorte auf basischem Gestein besiedelt (Meinunger & Schröder 2007b, Greven 2011, BLWG 2022b). Der genaue Zeitpunkt der Ersteinbringung ist nicht bekannt. Die Art wird hier aufgrund der besiedelten Habitate als Archäophyt eingestuft (vgl. Nebel & Philippi 2000). Nachweise werden um 1827 an Mauern bei Esslingen (Nebel & Philippi 2000), 1868 in Bayern (Walther & Molendo 1868) und 1870 auf Kalkbewurf einer abgebrochenen Mauer bei Wismar (Brockmüller 1870), zudem von Geheebe 1870 für mehrere Stellen in der Rhön angegeben (Grünberg et al. 2014). In den Niederlanden 1810 bei Maastricht (BLWG 2022b) und in Großbritannien 1872 auf einer Brücke bei Hatton, Warwickshire (Greven 2011) festgestellt. Vorkommen in Deutschland überwiegen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland (Meinunger & Schröder 2007b). Die thermophile Art wird bundesweit mit 2 ‚Stark gefährdet‘ eingestuft (Caspari et al. 2018). In Niederösterreich gilt die Art als ausgestorben (Zechmeister et al. 2013).

*(Kryptogen) Phaeoceros carolinianus* (Anthocerotaceae): Das Einhäusige Brauhornmoos ist eine ozeanisch-submediterran verbreitete Art (Meinunger & Schröder 2007a), mit aktuell nahezu kosmopolitischem Vorkommen (Frey et al. 1995) und könnte im Gebiet auch einheimisch sein. Die Art wird als kryptogen bewertet. Sie wurde möglicherweise als Ackerkulturfolger eingebracht (Nebel & Philippi 2000). Sie wurde erstmals im März 1822 bei Bonn, Köln und Siegburg auf Äckern nachgewiesen (Risse 1987) und kommt aktuell zerstreut im gesamten Bezugsgebiet vor (Meinunger & Schröder 2007a). Die Art besiedelt offene, kalkarme, aber basenreiche, lehmige Erde feuchter, zeitweise überschwemmter Standorte (Nebel & Philippi 2005). Sie wird auf Äckern, insbesondere Getreideäckern, in Mais-, Rüben- und Kartoffelfeldern (Nebel & Philippi 2005), an Bachufern und auf Teichdämmen (Risse 1987) sowie an Sekundärstandorten in Nanocyperion-Gesellschaften (Berg & Dengler 2005, Nebel & Philippi 2005) und in Dünentälern (Niederlande, Weeda 2008) gefunden. Die Art ist wahrscheinlich durch die Umstellung und Intensivierung der Landbewirtschaftung in Mitteleuropa zurückgegangen (Nebel & Philippi 2005, Bisang et al. 2009, Zechmeister et al. 2013) und wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdete Art‘ eingestuft (Caspari et al. 2018).

*Rhynchostegium rotundifolium* (Brachytheciaceae): Das Rundblättrige Schnabeldeckelmoos kommt im östlichen Mediterrangebiet an natürlichen Standorten vor (Nebel & Philippi 2000), es handelt sich um eine submediterran (Papp et al. 2000) verbreitete Art mit Vorkommen in Europa und Ostasien (Frahm & Frey 2004). Die Art wurde wahrscheinlich als Ackerkulturfolger eingebracht, und kommt insbesondere an oder in der Nähe von Burgen und Ruinen vor. Die Ersteinbringung erfolgte wahrscheinlich im Mittelalter (Frahm 2008a, b). Die Art wird hier aufgrund der besiedelten Habitate als Archäophyt eingestuft (Frahm 2008a, b). Nachweise erfolgten vor 1836 am Heidelberger Schloss (Düll 1994, Nebel & Philippi 2001), später im Schwäbhäuser Holz bei Gotha/Thüringen, im Wesergebirge auf Erde zwischen Trümmern an der Homburg bei Stadtoldendorf, auf dem Friedhof von Corvey, im Sauerland um die Stadt Rüthen unter Hecken auf Steinen, an zerfallenen Mauern bei Godesberg, im Taunus bei Neu Weilnau, beim Heidelberger Schloss, bei Salem und bei Harlaching/München (Milde 1869). In Deutschland sehr zerstreute Vorkommen, vor allem in der Mittelgebirgsschwelle, dem Süddeutschen Stufenland und dem Alpenvorland (Meinunger & Schröder 2007c). Um 1829 auch bei Straßburg belegt (Untereiner 2011), in den Niederlanden jedoch nicht vor 1950 belegt (Greven 1992a). Meist werden nährstoffreiche Standorte auf Gestein besiedelt, die Art kommt aber auch an Baumstämmen in Laubwäldern, an Gebüschen und in alten Steinbrüchen (Nebel & Philippi 2001) sowie auf alten Dachziegeln und Mauersteinen an Ruinen vor (Nebel & Philippi 2000). Im Mittelrheintal an der Basis von Burgmauern, die durch das Abkippen von Abfällen im Mittelalter eutrophiert wurden (Frahm 2008a, b). Im Gegensatz zum Mediterrangebiet sind in Deutschland keine Vorkommen an natürlichen Standorten bekannt (Nebel & Philippi 2000). Die Art kommt meist in nur kleinen Beständen vor und scheint aktuell leicht in Ausbreitung zu sein (Meinunger & Schröder 2007c), insbesondere auf anthropogenen Gesteinsstandorten, z.B. auf Beton (Siebel et al. 2013), auch auf Bunkern (Greven 1992b). Die Art ist bundesweit als ‚Ungefährdet‘ eingestuft (Caspari et al. 2018).

*Sphaerocarpos michelii* (Sphaerocarpaceae): Michelis Bläschenmoos ist eine submediterrane Art, die in temperaten Regionen wahrscheinlich gebietsfremd ist (Dierßen 2001). Vorkommen sind aus dem östlichen Mittelmeergebiet, z.B. der Türkei, Nordafrika (Algerien, Marokko) und Westasien (Israel, Irak) bekannt (Paton 1999, Nebel & Philippi 2005, Gradstein 2016). Die Art wurde wahrscheinlich als Ackerkulturfolger eingebracht, zudem

ist die spätere Einbringung mit anderen Kulturpflanzen in Botanische Gärten denkbar. In Belgien erstmals 1880 im Botanischen Garten Brüssel nachgewiesen (Meerts & Sotiaux 2001). Die Art wird hier aufgrund der besiedelten Habitate als Archäophyt eingestuft (vgl. Nebel & Philippi 2000, Hill et al. 2007). Unsichere Nachweise sind für 1824 bei Durlach und Weingarten/Karlsruhe bekannt, ein sicherer Nachweis erfolgte 1830 bei Weinergarten/Karlsruhe (Nebel & Philippi 2005). Die Art kommt fast ausschließlich im Oberrheingebiet vor (Meinunger & Schröder 2007a). In Europa sind Vorkommen in Belgien, Frankreich, Griechenland, Großbritannien, Italien, Niederlande, Österreich, Portugal, Schweiz und Spanien bekannt (BLWG 2022c, Discover Life 2021). Die Art lebt auf Kulturland, besonders in Weinbergen der Lössgebiete, auch in Maisäckern (Nebel & Philippi 2000, 2005). Außerdem wurde sie auf Äckern, in Obstsorten, zwischen Gartenbeeten und an bachnahen Standorten (Meinunger & Schröder 2007a) und auch auf Wohnmobilplätzen gefunden (Niederlande, Van Dijk et al. 2015, Bekking 2016). Die Art ist teilweise in den Weinbaugebieten durch veränderte Bewirtschaftung (Grünstreifenverbreiterung, Herbizideinsatz) im Rückgang (Nebel & Philippi 2005), wird aber neuerdings an vielen Stellen und teilweise in größeren Beständen festgestellt (Meinunger & Schröder 2007a). Die Art wird bundesweit mit V ‚Vorwarnliste‘ eingestuft (Caspari et al. 2018). In Belgien über einen langen Zeitraum, 1880 bis 1984, nicht nachgewiesen (Stieperaere et al. 1988).

*Sphaerocarpos texanus* (Sphaerocarpaceae): Das Großsporige Bläschenmoos ist eine submediterrane Art, die wahrscheinlich aus temperaten und subtropischen Regionen eingebracht wurde (Dierßen 2001). Vorkommen in West- und Südeuropa, Nordafrika, dem südlichen Nordamerika und auf der südlichen Halbkugel (Südamerika und Australien) gelten als eingeschleppt (Nebel & Philippi 2005, Frahm 2011, Gradstein 2016). Die Art wurde wahrscheinlich als Ackerkulturfolger eingebracht (Nebel & Philippi 2000, Hill et al. 2007). Die Art wird hier aufgrund der besiedelten Habitate als Archäophyt eingestuft. Ein Nachweis liegt aus 1824 bei Durlach in Baden (Reimers 1937) vor. In Deutschland sind Vorkommen im westlichen Teil der Mittelgebirgsschwelle und des Süddeutschen Stufenlandes bekannt (Meinunger & Schröder 2007a), in Europa z.B. in Belgien, Frankreich, Italien, Luxemburg, den Niederlanden, Österreich, der Schweiz und Ungarn gemeldet (Polizzi & Lo Giudice 2002, Werner 2006, Krisai 2011). Die Art lebt auf offenen, meist sandig-lehmigen, frischen-feuchten Böden auf Stoppeläckern, in Mais- und Zuckerrübenäckern, in Weinbergen (Nebel & Philippi 2005, Meinunger & Schröder 2007a) und auf Friedhöfen (Niederlande, De Bruijn 2012), im Unterwallis in zeitweise feuchten bis frischen Halbhöhlen (Gams 1927 in Nebel & Philippi 2005). Sie wird oft gemeinsam mit *S. michelii* gefunden (Hill 2009), im östlichen Mittelmeergebiet manchmal zusammen mit *Lunularia cruciata* vorkommend (Özenoğlu Kiremit et al. 2007). Die Art befindet sich möglicherweise in leichter Ausbreitung, da sie aktuell häufiger nachgewiesen wird, eventuell infolge milderer Wintertemperaturen (Schweiz, Schnyder 2003), doch unterliegen die meist kleinen Bestände jährlichen Schwankungen (Meinunger & Schröder 2007a). Die Art ist wahrscheinlich stärker als *S. michelii* gefährdet, sie wird bundesweit mit V ‚Vorwarnliste‘ eingestuft (Caspari et al. 2018).

(Kryptogen) *Targionia hypophylla* (Targioniaceae): Das Echte Targionimoos ist in Europa vor allem im Mittelmeergebiet weit verbreitet, könnte aber im Gebiet auch einheimisch sein. Die Art wird als kryptogen bewertet. Vorkommen sind von den Azoren, Kanarischen Inseln, Madeira, Ost-, Mittel- und Südwestasien, Nord- und Südafrika, tropisches Afrika und Madagaskar, Nord-, Mittel- und Südamerika, Australien und Neuseeland bekannt (Nebel & Philippi 2005). Die Art wurde möglicherweise als Ackerkulturfolger im Atlantikum nach Mitteleuropa eingebracht (Frahm 2012);

möglicherweise handelt es sich um ein Xerothermrelikt aus der Zeit zwischen 1790 und 1830 (Frahm et al. 2000). Nachweise liegen von 1849 in Ansbach bei Runkel auf Kalkhügeln unter Felsen (Futschig 1969), 1852 an einem Felsen am „Kraus’schen Weingartshäuschen“ zwischen Schriesheim und Leutershausen (Jack 1870, Nebel & Philippi 2005) und von 1863 im Plauenscher Grund vor (Rabenhorst 1863, Meinunger & Schröder 2007a). In der Vergangenheit wenige, sehr zerstreute Vorkommen in der Mittelgebirgsschwelle und dem Süddeutschen Stufenland, gegenwärtig nur noch im unteren Moselgebiet und an einer Stelle im Lahntal existent (Meinunger & Schröder 2007a), an allen übrigen Fundstellen seit Jahrzehnten verschollen. Vorkommen sind in Europa aus Belgien, Großbritannien, Luxemburg, den Niederlanden, der Schweiz und der Tschechischen Republik bekannt (Nebel & Philippi 2005, Frey et al. 2006, Frahm 2013). Die Art lebt auf kalkfreier oder kalkarmer, basenreicher Erde an warmen Stellen, auf dünnen, staubigen Erdschichten, in Nischen und Spalten von Felsen, auf Mauern und in felsigen Trockenrasen, meist über silikatischen Gesteinen in Weinbaugebieten, auch sekundär an angesprengten Straßenfelsen (Meinunger & Schröder 2007a). Die Art ist wegen großer Seltenheit und Zuwachsen der noch vorhandenen Standorte gefährdet (Meinunger & Schröder 2007a) und wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdet‘ eingestuft (Caspari et al. 2018).

(Kryptogen) *Tortula inermis* (Pottiaceae): Das Stachellose Drehzahnmoos ist eine submediterrane Art (Oesau 2011), die im gesamten Mittelmeergebiet häufig und weit verbreitet ist (Blockeel et al. 2009) und im Gebiet auch einheimisch sein könnte. Die Art wird als kryptogen bewertet. Vorkommen sind aus Mittel- und Südeuropa, Kaukasus, Türkei, Zypern, Asien (ohne Südostasien), Kanaren, Nordafrika sowie Nord- und Mittelamerika bekannt (Nebel & Philippi 2000). Die Art wurde möglicherweise als Ackerkulturfolger eingebracht (Nebel & Philippi 2000). Sie ist auf südexponierten Standorten in Felsspalten und an Weinbergsmauern im Rheingau verbreitet, z.B. bei Gelnhausen im Kinzigtal (Grimme 1936). Vorkommen meist nur im westlichen Teil des Süddeutschen Stufenlandes (Meinunger & Schröder 2007b), in Europa in Belgien (Sotiaux et al. 2007), Frankreich, Luxemburg (Blockeel et al. 2009), Großbritannien (Blockeel & Lara 2015) und Österreich (Punz et al. 1986, Priemetzhofer & Berger 2001). Die Art lebt an sonnigen, trockenen, warmen Standorten auf Kalk- oder basenreichem Silikatgestein (Schiefer und Gneis) mit Feinerdeauflage, über Muschelkalk, meist auf Trockenmauern und in Spalten und Ritzen an Felsen (Nebel & Philippi 2000). In Südtirol 1890 am Fuß des Virgl auf Porphyrr (Litschauer 1903) festgestellt. Standortverluste durch den modernen Weinbau (Meinunger & Schröder 2007b). Die Art wird bundesweit mit 3 ‚Gefährdet‘ eingestuft (Caspari et al. 2018).

### A.3 Artenliste der Archäozoa – Wirbeltiere

#### Hinweise:

Bei der Angabe „vor 1492“ in der Spalte Erstnachweis muss kein wild lebender Fund vor 1492 dokumentiert sein, jedoch ist auf Grund vorliegender weiterer Erkenntnisse davon auszugehen, dass die gebietsfremde Art vor 1492 dauerhaft wild lebend vorgekommen ist.

Arten, die als einheimisch oder als Neozoen bewertet wurden, sind in der Spalte „Erstnachweis“ mit „Indigen“ bzw. „Neobiot“ gekennzeichnet und die jeweilige Zeile ist grau hinterlegt. Alle einheimischen und neozoischen Arten wurden nicht in die Auswertungen einbezogen.

Für alle Arten sind fachspezifische Erläuterungen direkt am Anschluss der Tabelle vorhanden.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal						Einführungsweise	Einfuhrvektoren			Erstnachweis										
		Etabliert	Unbeständig	Unbekannt	Fehlend	Europa	Afrika	Temperates Asien	Tropisches Asien	Australasien	Nordamerika	Südamerika	Unbekannt	Absichtlich	Unabsichtlich	Unbekannt	Jagd	Tierpark	Transporte von Gütern	Vorratsschädlinge	Aquakultur	Fischerei	Sonstige
<b>MAMMALIA</b>	<b>Säugetiere</b>																						
<i>Dama dama</i>	Damhirsch	x				x					x			x	x							Neobiot	
<i>Mus domesticus</i>	Westliche Hausmaus	x				x					x			x		x	x					vor 1492	
<i>Mus musculus</i>	Östliche Hausmaus	x					x				x			x		x	x					440-460	
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Wildkaninchen	x		x	x						x			x		x						1231	
<i>Rattus rattus</i>	Hausratte	x				x					x			x		x	x					100-199	
<b>AVES</b>	<b>Vögel</b>																						
<i>Columba livia f. domestica</i>	Straßentaube	x		x	x	x	x				x			x								vor 1139	
<i>Passer domesticus</i>	Haussperling	x				x					x					x						v. Chr.	
<i>Petronia petronia</i>	Steinsperling																					Indigen	

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal						Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien	Australasien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Australasien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Australasien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Australasien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Jagd Tierpark Transporte von Gütern Vorratsschädlinge Aquakultur Fischerei Sonstige		
<i>Phasianus colchicus</i>	Jagdfasan	x		x				x	x		Neobiot
<b>PISCES</b>	<b>Fische</b>										
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	x	x	x			x		x x	vor 1492	

### Spezifische Anmerkungen (aus Nehring et al. 2015, aktualisiert)

#### MAMMALIA

(Neobiot) *Dama dama* (Cervidae): Es gibt unterschiedliche Angaben zur Ersteinbringung nach Deutschland (Römerzeit, 3.-4., 8. oder 11. Jh.) (Niethammer 1963, Jessen 1988, Linderöth 2005, Borkenhagen 2011). Verwildерungen sind aus dem 17. Jh. bekannt (Niethammer 1963, Hertweck 2009), vermutlich ist die Art aber schon deutlich früher in freier Wildbahn vorgekommen (Jessen 1988). Die Abgrenzung zwischen freilebenden und Gattervorkommen ist oft unsicher. In der 2009 veröffentlichten Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etablierte Art in der Gruppe „Indigene und Archaeobiota“ geführt (Meinig et al. 2009) und durch Nehring et al. (2015) übernommen. In der neuesten Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Meinig et al. 2020), da nach Ansicht der Autoren die aktuellen Vorkommen sämtlich auf nach dem Jahr 1492 vom Menschen eingeführte Tiere fremder Herkunft zurückgehen. Dieser Ansicht wird hier gefolgt.

*Mus domesticus* (Muridae): Der genaue Zeitpunkt der Einschleppung der Westlichen Hausmaus nach Europa ist umstritten. Es wird ein Zeitraum zwischen 1000 und 4000 Jahren vor heute vermutet (Long 2003). In der 2009 sowie in der aktuell veröffentlichten Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etablierte Art in der Gruppe „Indigene und Archaeobiota“ geführt (Meinig et al. 2009, 2020); dort wird die Art getrennt als *Mus domesticus* und *Mus domesticus helgolandicus* angesehen. Als Archäozoon gewertet.

*Mus musculus* (Muridae): Der genaue Zeitpunkt der Einschleppung der Östlichen Hausmaus nach Europa ist umstritten. Es wird ein Zeitraum zwischen 1000 und 4000 Jahren vor heute vermutet (Long 2003). Als frühester Nachweis gilt ein Fund aus der Mitte des 5. Jh. im Niederbayerischen

Hügelland (Reichstein 1978). In der 2009 sowie in der aktuell veröffentlichten Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etablierte Art in der Gruppe „Indigene und Archaeobiota“ geführt (Meinig et al. 2009, 2020). Als Archäozoon gewertet.

*Oryctolagus cuniculus* (Leporidae): Domestizierte Tiere (zwei Paare) wurden 1149 vom Abt des Klosters Corvey an der Weser aus Frankreich importiert. Haltung in ummauerten Gehegen (Leporarien) und auf kleinen Inseln (Kaninchenwerder) ist seit dem Mittelalter bekannt (Niethammer 1963). Kaninchen waren, vermutlich von Seefahrern eingebürgert, bereits 1231 auf Amrum und Helgoland häufig (Niethammer 1963, Jessen 1988). Die Abgrenzung zwischen freilebenden und Gattervorkommen ist oft unsicher. In der 2009 sowie in der aktuell veröffentlichten Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etablierte Art in der Gruppe „Indigene und Archaeobiota“ geführt (Meinig et al. 2009, 2020). Als Archäozoon gewertet.

*Rattus rattus* (Muridae): Die Hausratte ist vermutlich vor rund 2000 Jahren nach Europa eingeschleppt worden (Becker 1978). Der älteste Nachweis für Deutschland stammt aus dem 2. Jh. (Becker 1978). In der 2009 sowie in der aktuell veröffentlichten Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etablierte Art in der Gruppe „Indigene und Archaeobiota“ geführt (Meinig et al. 2009, 2020). Als Archäozoon gewertet.

## AVES

*Columba livia f. domestica* (Columbidae): Nach Hölzinger (2001) gelangten die ersten domestizierten Felsentauben im 2. Jh. während der Römischen Kaiserzeit nach Südwestdeutschland. Da in Nürnberg bereits 1139 ein Verbot gegen das Überhandnehmen der Haustauben erlassen wurde (Niethammer 1963), ist ein langfristiges dauerhaftes Vorkommen der Art sehr wahrscheinlich. In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Ryslay et al. 2020); der Zeitpunkt der Etablierung der „jetzigen“ Populationen erscheint unsicher (vgl. auch Bauer & Woog 2008, Südbeck et al. 2009). Momentan als Archäozoon gewertet.

*Passer domesticus* (Passeridae): Ursprünglich stammt der Haussperling wahrscheinlich aus den Steppengebieten Südostasiens und Vorderasiens. Vor über 10.000 Jahren, als die Menschen sesshaft wurden und sich die ersten Anfänge des Ackerbaus entwickelten, schloss sich der Haussperling dem Menschen an und wurde vom Zug- zum Standvogel. Im Zuge der neolithischen Revolution gelangte der Haussperling mit den einwandernden Völkern und der entsprechenden Ausbreitung der Landwirtschaft nach Mitteleuropa (Anderson 2006). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etablierte Art in der Gruppe „Indigene und Archaeobiota“ geführt (Südbeck et al. 2009). Als Archäozoon gewertet.

(*Indigen*) *Petronia petronia* (Passeridae): Ein klassisches Beispiel für die Schwierigkeit einer Abgrenzung zwischen früher natürlicher Einwanderung und früher absichtlicher Einbringung ist der Steinsperling (*Petronia petronia*). Es bestehen mehrere Hypothesen für das Auftauchen dieser mediterranen Art in Deutschland. Mayhof (1915) vermutete einen direkten Import aus südlichen Ländern während der Zeit der Kreuzzüge (11.-13. Jahrhundert), da der Steinsperling vor allem in der Nähe von Klöstern siedelte. Obwohl der Steinsperling sehr unscheinbar ist, könnte er, da er die Gefangenschaft gut erträgt und zahm wird, als Erinnerung an das heilige Land, aus Wunderglauben oder auch auf Grund seiner Seltenheit eingeführt worden sein (Mayhof 1915). Andererseits könnte eine natürliche Ausbreitung nach Norden durch die mittelalterliche Warmzeit (1330 bis 1540)

begünstigt worden sein (Bäthe 1998). Fast alle bekannten deutschen Brutgebiete befanden sich in den Tälern großer Flüsse, die über den Oberrheingraben, die Burgundische Pforte und das Rhônetal unmittelbar mit dem natürlichen Hauptverbreitungsgebiet verbunden sind (Bäthe 1998). Der Zeitpunkt des möglichen natürlichen Einwanderns über diese geologische Linie lässt sich schwer ermitteln, da die Art wahrscheinlich lange Zeit mit anderen einheimischen Arten verwechselt wurde (Bäthe 1998). Der erste belegte Nachweis für Deutschland stammt aus dem 16. Jahrhundert (Bäthe 1998). Da der Steinsperling primär Felsen und Steinbauten als Brutplätze und Obstgärten als Nahrungshabitat bevorzugt, könnte er auch (teilweise) den mittelalterlichen Burgen gefolgt sein (Bäthe 1998). Seit Mitte des 19. Jahrhunderts wurde in Deutschland ein immer deutlich werdender Bestandsrückgang beobachtet, der u.a. mit Klimaveränderungen, Schadstoffen, Inzucht, Nistplatzkonkurrenz, Sanierungsmaßnahmen an Burgen und Sammeln von Bälgen und Eiern durch Liebhaber in Verbindung gebracht worden ist (Bäthe 1998). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als seit 1936 ausgestorbene „heimische“ Art eingestuft (Südbeck et al. 2009). Als einheimische Art gewertet.

(*Neobiot*) *Phasianus colchicus* (Phasianidae): Ein klassisches Beispiel für die Schwierigkeit einer Abgrenzung zwischen Archäozoon und Neozoon ist der Jagdfasan (*Phasianus colchicus*), für den es seit rund 1500 Jahren Hinweise auf wild lebende Tiere in Deutschland gibt. Eine dauerhafte Etablierung wird jedoch erst für den Zeitraum der letzten 150 Jahre angenommen. Der Jagdfasan wurde schon von den Römern, die in Süddeutschland starke Kolonisation betrieben haben, mitgebracht und in Gehegen gehalten (Niethammer 1963). Als das Römische Reich im späten 4. und 5. Jahrhundert seinen Einfluss in den nördlichen Provinzen verlor, soll auch eine Anzahl der von den Römern gehaltenen Jagdfasane freigeworden sein. Dieser Bestand konnte sich wahrscheinlich nicht ohne neuere Aussetzungen halten und ist langsam Raubtieren und dem Vogelfang zum Opfer gefallen (Niethammer 1963). Die historische Überlieferung ist sehr lückenhaft, verzeichnet aber auch für die nachfolgenden Jahrhunderte Hinweise auf Fasanenhaltungen. So hat Karl der Große im 8. Jahrhundert Jagdfasane gehegt. Hildegard von Bingen erwähnt die Art im 12. Jahrhundert und Albertus Magnus berichtet im 13. Jahrhundert von Tieren, die in den Kölner Klostergarten eingeflogen sind (Niethammer 1963). Die letztere Beobachtung steht wahrscheinlich in Zusammenhang mit der verstärkten Errichtung von Fasanerien, die seit dem 13. und 14. Jahrhundert eine zunehmende Rolle spielten, und zwar zuerst im Rheinland und in Süddeutschland. Bis Ende des 17. Jahrhunderts wurden die Jagdfasane ausschließlich in Gehegen gehalten. Ins Freie entkommene Tiere waren Flüchtlinge, die nach kurzer Zeit abgeschossen wurden (Niethammer 1963). In der ersten Hälfte des 18. Jahrhunderts kamen die damals weit verbreiteten Fasanerien in immer größere finanzielle Schwierigkeiten. Viele wurden aufgelassen und die Tiere entweder verkauft oder in Freiheit gesetzt (Niethammer 1963). Kurze Zeit später begann man mit planmäßigen Aussetzungen, die bis heute für Jagdzwecke auf anhaltend hohem Niveau durchgeführt werden. Viele Populationen konnten sich in Deutschland bis heute wahrscheinlich nur durch Aussetzungen halten. Bei Fehlen von Aussetzungen ist der Jagdfasan weitgehend auf klimatisch begünstigte Niederungsgebiete beschränkt, wo er seit den letzten 150 Jahren ohne menschliche Obhut und Pflege selbsttragende Populationen ausgebildet hat (vgl. Bauer et al. 2005).

## PISCES

*Cyprinus carpio* (Cyprinidae): Erste Kulturversuche werden den Römern zugeschrieben. In Mitteleuropa begann die Kultivierung des Karpfens im 8. Jh. (Füllner et al. 2005). Ursprünglich in den klösterlichen Gütern in Süddeutschland gehalten, wurde er bald zum reinen Wirtschaftsobjekt. Die Zuchtformen wurden auch in freie Gewässer eingesetzt, so dass dort schon damals eine große Vielfalt von Karpfen vorgefunden werden konnte (Leuner et al. 2000). In der 2009 veröffentlichten und in der aktuellen Roten Liste der Fische Deutschlands als etablierte Art in der Gruppe „Indigene und Archaeobiota“ geführt (Freyhof 2009, Freyhof et al. 2023). Als Archäozoon gewertet.

## A.4 Artenliste der Archäozoa – Wirbellose Tiere

### Hinweise:

Bei der Angabe „vor 1492“ in der Spalte Erstnachweis muss kein wild lebender Fund vor 1492 dokumentiert sein, jedoch ist auf Grund vorliegender weiterer Erkenntnisse davon auszugehen, dass die gebietsfremde Art vor 1492 dauerhaft wild lebend vorgekommen ist.

Arten, für die nicht hinreichend sicher festgestellt werden konnte, ob sie einheimischen oder gebietsfremden Ursprungs sind, sind in der Spalte „Erstnachweis“ mit „Kryptogen“ gekennzeichnet und die jeweilige Zeile ist grau hinterlegt. Alle kryptogenen Arten wurden nicht in die Auswertungen einbezogen.

Arten, die als Neozoen bewertet wurden, sind in der Spalte „Erstnachweis“ mit „Neobiot“ gekennzeichnet und die jeweilige Zeile ist grau hinterlegt. Alle neozoischen Arten wurden nicht in die Auswertungen einbezogen.

Für alle Arten sind fachspezifische Erläuterungen direkt am Anschluss der Tabelle vorhanden.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (synanthrop) Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Australasien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Tierzucht Vorratsschädling Transporte von Gütern Biovektoren Sonstige	
<b>MOLLUSCA</b>	<b>Weichtiere</b>					
<i>Helix pomatia</i>	Weinbergschnecke	x	x	x x	x x	vor 1492
<i>Mya arenaria</i>	Sandklaffmuschel	x	x	x x	x x	um 1350
<b>ARACHNIDA</b>	<b>Spinnentiere</b>					
<i>Argas reflexus</i>	Taubenzecke	x	x x x x	x	x	12. Jh.
<i>Opilio parietinus</i>	Wandkanker	x	x	x	x	5000-2000 v.Chr.
<b>MYRIAPODA</b>	<b>Tausendfüßer</b>					
<i>Henia brevis</i>		x	x	x	x	1. Jh.

<i>Henia vesuviana</i>		x	x	x	x	1. Jh.
<b>INSECTA</b>	<b>Insekten</b>					
<b>Parasiten</b>	<b>Läuse-Flöhe-Wanzen</b>					
<b>Wirt: <i>Columba livia f. domestica</i></b>	<b>Straßentaube</b>					
<i>Bonomiella columbae</i>	Haustaubenfederling	x	x x x x	x	x	vor 1492
<i>Campanulotes compar</i>		x	x x x x	x	x	vor 1492
<i>Coloceras damicornis fahrenholzi</i>		x	x x x x	x	x	vor 1492
<i>Columbicola columbae columbae</i>		x	x x x x	x	x	vor 1492
<i>Hohorstiella gigantea lata</i>	Große Taubenlaus	x	x x x x	x	x	vor 1492
<i>Neocolpocephalum turbinatum turbinatum</i>	Kleine Taubenlaus	x	x x x x	x	x	vor 1492
<i>Ceratophyllus columbae</i>	Taubenfloh	x	x x x x	x	x	vor 1492
<i>Cimex columbarius</i>	Taubenwanze	x	x x x x	x	x	vor 1492
<b>Wirt: <i>Dama dama</i></b>	<b>Damwild</b>					
<i>Bovicola tibialis</i>		x	x	x	x	Neobiot
<b>Wirt: <i>Mus domesticus</i></b>	<b>Westliche Hausmaus</b>					
<i>Leptopsylla segnis</i>	Hausmausfloh	x	x	x	x	vor 1492
<b>Wirt: <i>Mus musculus</i></b>	<b>Östliche Hausmaus</b>					
<i>Polyplax serrata serrata</i>		x	x	x	x	vor 1492
<b>Wirt: <i>Oryctolagus cuniculus</i></b>	<b>Wildkaninchen</b>					
<i>Haemodipsus ventricosus</i>		x	x x	x	x	vor 1492
<i>Spilopsyllus cuniculi</i>	Kaninchenfloh	x	x x	x	x	vor 1492
<b>Wirt: <i>Passer domesticus</i></b>	<b>Haussperling</b>					
<i>Brueelia cyclothorax obligata</i>		x	x	x	x	vor 1492
<i>Myrsidea quadrifasciata</i>		x	x	x	x	vor 1492
<i>Philopterus fringillae</i>		x	x	x	x	vor 1492
<i>Ceratophyllus fringillae</i>	Finkenfloh	x	x	x	x	vor 1492

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Natürliches Areal		Einführungsweise	Einfuhrvektoren		Erstnachweis
		Etabliert Unbeständig Unbekannt Fehlend - Erlöschen Fehlend (synanthrop) Fehlend (Einzelfund)	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Australasien Nordamerika Südamerika Unbekannt	Absichtlich Unabsichtlich Unbekannt	Tierzucht Vorratschädling Transporte von Gütern Biovektoren Sonstige			
<b>Wirt: Sonstige</b>								
<i>Cimex lectularius</i>	Bettwanze	x	x x x	x	x	x x	946	
<i>Xenopsylla cheopis</i>	Rattenfloh	x		x	x	x	Neobiot	
<b>Zygentoma</b>	<b>Fischchen</b>							
<i>Ctenolepisma lineatum</i>	Kammfischchen	x					Kryptogen	
<i>Lepisma saccharinum</i>	Silberfischchen	x		x	x	x	Neobiot	
<i>Thermobia domestica</i>	Ofenfischchen	x	x	x	x x	x x	Neobiot	
<b>Blattodea</b>	<b>Schaben</b>							
<i>Blatta orientalis</i>	Orientalische Schabe	x		x	x x	x x x	Neobiot	
<i>Blattella germanica</i>	Deutsche Schabe	x		x	x x	x x x	Neobiot	
<b>Saltatoria</b>	<b>Heuschrecken</b>							
<i>Acheta domesticus</i>	Heimchen	x	x x	x x		x x	Neobiot	
<b>Coleoptera</b>	<b>Käfer</b>							
<i>Bruchus rufimanus</i>	Ackerbohnenkäfer	x	x x	x	x	x x	vor 1492	
<i>Necrobia rufipes</i>	Koprakäfer	x		x	x	x x	vor 1492	
<i>Niptus hololeucus</i>	Messingkäfer	x	x	x	x	x x	vor 1492	
<i>Oryzaephilus surinamensis</i>	Getreideplattkäfer	x	x	x	x	x x	Neobiot	
<i>Sitophilus granarius</i>	Schwarzer Kornkäfer	x	x	x	x	x x	Neobiot	
<i>Tenebroides mauritanicus</i>	Schwarzer Getreidenager	x		x	x	x x	Neobiot	

## Spezifische Anmerkungen

### MOLLUSCA-Gastropoda (aus Rabitsch & Nehring 2022)

*Helix pomatia* (Helicidae): Die Weinbergschnecke war im Pleistozän in Mitteleuropa weit verbreitet, ist jedoch während der letzten Eiszeit dort ausgestorben und hat nur als Reliktpopulation in Südosteuropa überlebt (Korabek et al. 2018). Von dort wurde die Weinbergschnecke zur Römerzeit während des 1. bis 3. Jahrhunderts aus gastronomischen Motiven absichtlich nach Deutschland eingebbracht, wie römische Kochbücher und Gehäusefunde in römischen Ausgrabungen belegen (Falkner 1997). Im Mittelalter wurde die Art als Fastenspeise in klösterlichen „Schneckengärten“ gezüchtet (Wildhaber 1949). Vielerorts entstanden damals auch private Zuchtbetriebe, die teilweise sogar einen grenzüberschreitenden Handel pflegten (Wildhaber 1949). Da Weinbergschnecken sich gern von landwirtschaftlichen Produkten ernähren, ist eine zusätzlich unabsichtliche Verschleppung mit Obst- und Gemüseimporten aus Südeuropa wahrscheinlich. Es ist anzunehmen, dass bereits vor 1492 wild lebende Populationen in Deutschland dauerhaft bestanden haben, die auf eine anthropogene Einbringung zurückzuführen sind. Theoretisch ist es nicht ganz auszuschließen, dass auch eine natürliche Wiederbesiedlung ausgehend von der Reliktpopulation zumindest des südlichen Mitteleuropas stattgefunden hat. Eindeutige Belege für diese Annahme fehlen bislang jedoch (Korabek et al. 2018), so dass die Art als Archäozoon für Deutschland zu bewerten ist. Die Art ist aktuell in Deutschland aus allen Bundesländern mit Ausnahme von Bremen bekannt, im Nordwesten und im Südosten ist sie selten (Ellwanger et al. 2020). Die Weinbergschnecke lebt in lichten, wärmegeprägten Laub- und Mischwäldern, bevorzugt über Kalkböden, im Kulturland und auch in Hausgärten. In der aktuellen Roten Liste Deutschlands wird sie als ungefährdet bewertet (Jungbluth & Knorre 2011). Die Weinbergschnecke ist in Anhang 1 der BArtSchV und in Anhang V der FFH-Richtlinie gelistet.

### MOLLUSCA-Bivalvia (aus Rabitsch & Nehring 2017)

*Mya arenaria* (Myidae): Das Ursprungsgebiet ist die nordamerikanische Atlantikküste, wo die Art seit dem Pliozän (7-1,5 Mio. Jahre vor unserer Zeit) als Fossil nachzuweisen ist (Strauch 1972). Die Sandklaffmuschel war während des Pliozäns auch in Nordeuropa weit verbreitet, starb aber zu Beginn der pleistozänen Vereisung (vor ca. 1,5 Mio. Jahren) aus (Strauch 1972). Lange Zeit wurde aufgrund von subfossilen Funden angenommen, dass *M. arenaria* während des 16. oder 17. Jahrhunderts Europa wieder neu besiedelte (Hessland 1945). Radiocarbonuntersuchungen an *Mya*-Schalen aus dem Kattegat zeigten aber, dass diese Muschel-Art schon im 14. Jahrhundert dieses Gebiet wieder besiedelte (Petersen et al. 1992). Petersen et al. (1992) vermuten daher, dass die Wikinger, die 982 durch Erich den Roten Grönland und um 1000 durch Leif Eriksson Nordamerika entdeckten, *M. arenaria* in Nordeuropa eingebbracht haben. Neben dem unbeabsichtigten Transport mit Steinen, die als Ballast in ihren Schiffen dienten, bzw. durch Byssusfäden im Aufwuchs von Schiffen anhaftenden Jungtieren, könnte *M. arenaria* auch bewusst als Nahrungsreserve mitgeführt worden sein. Die Ureinwohner Nordamerikas nutzten neben anderen Muschel-Arten auch *Mya* als Nahrung (Hessland 1945). In Europa und speziell in Deutschland wurde nach dem 1. Weltkrieg sowie auch nach dem 2. Weltkrieg jeweils für einige Jahre vergeblich versucht, die Sandklaffmuschel unter dem

werbewirksameren Namen 'Strandauster' populär zu machen (Havinga 1929, Kühl 1950). Die Herkunft der europäischen Populationen von der Atlantikküste Nordamerikas legen auch genetische Daten nahe (Cross et al. 2016). Seit der Wiederbesiedlung hat sich *M. arenaria* in Nordeuropa weiträumig etabliert. An der deutschen Nordseeküste besiedelt die Muschel heute in hohen Individuendichten (als Juvenilstadium mit bis zu 100.000 Ind./m<sup>2</sup>) den gesamten eu- und sublitoralen Bereich (Kühl 1950).

## ARACHNIDA (aus Rabitsch & Nehring 2022)

*Argas reflexus* (Acari, Argasidae): Taubenzecken leben als temporäre Ektoparasiten an Felsentauben sowie an domestizierten Felsentauben, den Haustauben (*Columba livia f. domestica*) (Rubel et al. 2021), die als Archäozoen gelten (Nehring & Rabitsch 2015). Selten werden andere Vogelarten oder der Mensch parasitiert (Rubel et al. 2021). Obwohl die Art nur zur Nahrungsaufnahme ihren Wirt aufsucht, ist eine gemeinsame Einbringung anzunehmen. Die ersten Haustauben wurden im 2. Jh. nach Deutschland eingebbracht (Hölzinger 2001). Verwilderte Haustauben sind in Deutschland seit dem 12. Jh. bekannt (Niethammer 1963). Als Herkunftsgebiet der Taubenzecke ist jenes der Wirtsart anzunehmen (Indischer Subkontinent, Arabische Halbinsel, Westasien, Nordafrika, Südosteuropa, Südwesteuropa, Zentralasien, Kaukasus), nach Dautel et al. (1999) stammt die Taubenzecke ursprünglich aus dem Mittelmeergebiet und gelangte von dort mit der Haustaube nach Mitteleuropa. Die erste Meldung eines Taubenzekkenbefalls des Menschen stammt aus dem Jahre 1860 in Kamen (ehemals Camen, Nordrhein-Westfalen) (Haag-Wackernagel 2008). In Deutschland vermutlich großräumig verbreitet (aktuell in 11 Bundesländern nachgewiesen, Rubel et al. 2021) und in jeder größeren Straßentaubenpopulation in Dachböden von Wohnungen und Gebäuden vorkommend (Haag-Wackernagel 2008). Zum Beispiel in Berlin in 45% der untersuchten Haustaubenbrutstätten nachgewiesen (Dautel et al. 1991). Die Bisse der Taubenzecke können beim Menschen allergische Reaktionen auslösen. Zusätzlich ist die Taubenzecke ein möglicher Vektor für das Bakterium *Coxiella burnetii*, das beim Menschen das Q-Fieber auslösen kann (Süss et al. 2004). Nach Navajas et al. (2010) in Europa aus einer Vielzahl von Ländern gemeldet. Vermutlich ist die erst kürzlich abgetrennte Art *Argas polonicus*, die ebenfalls Haustauben als Wirte bevorzugt, und bisher nur aus Polen und der Tschechischen Republik bekannt ist (Dabert et al. 1999), auch in Deutschland zu erwarten.

*Opilio parietinus* (Phalangiidae): Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet umfasst Vorder- und Zentralasien (Martens 1978). Die Art ist sehr wahrscheinlich bereits prä- oder frühhistorisch als Kulturfolger der frühen Ackerbauern aus dem Südosten nach Mitteleuropa eingewandert bzw. eingeschleppt worden (Komposch 2002). In der aktuellen Roten Liste Deutschlands als Archäozoon geführt und hinsichtlich einer Gefährdung in die Kategorie 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (Muster et al. 2016). Um 1960 noch großräumig verbreitet und häufig vor allem an Hauswänden zu finden, ist aktuell das weitgehende Erlöschen der Bestände in Mitteleuropa zu beobachten (AraGes 2021, Martens 2021). Das Phänomen wird primär nicht mit Habitatverlusten oder dem Klimawandel sondern eher mit der flächendeckenden Ausbreitung des potenziell invasiven gebietsfremden

Weberknechts *Opilio canestrinii* in Verbindung gebracht, der heute an Gebäude-Außenmauern dominiert (Komposch 2002, 2016, Martens 2021, Muster et al. 2014, 2016). Noch immer existieren aber zumindest in Luxemburg syntop lebende Populationen beider Arten (Martens 2021).

## MYRIAPODA (aus Rabitsch & Nehring 2022)

*Henia brevis* (Dignathodontidae): Die aus der atlantischen bzw. mediterranen Region (Italien, Frankreich, südliches Großbritannien) stammende Art wurde in Deutschland bislang viermal in reier Natur nachgewiesen (Decker et al. 2016). Der Erstfund 1988 sowie auch die weiteren Funde in den nachfolgenden Jahren stammen von Gebüschkomplexen des ehemaligen baden-württembergischen Weinbaugebietes mittleres Neckartal, Jagsttal (Decker et al. 2016, Spelda 2005). Spelda (2005) vermutete dabei eine sehr lange zurückliegende Einschleppung. Nach Ansicht von Decker et al. (2016) handelt es sich bei der Art wahrscheinlich um „ein Archäozoon, welches in der Römerzeit mit dem Weinbau eingeschleppt wurde“. Ein wild lebendes Auftreten in Deutschland wäre somit seit dem 1. Jahrhundert nach Christus anzunehmen. In der aktuellen Roten Liste Deutschlands als Archäozoon geführt und hinsichtlich einer Gefährdung in die Kategorie D „Daten unzureichend“ eingestuft (Decker et al. 2016). Aufgrund der vorliegenden Erkenntnisse ist es nicht ganz auszuschließen, dass die historische Einschleppung nicht über das Jahr 1492 hinaus dauerhaft war, sondern dass die aktuellen Vorkommen auf rezente Wiedereinschleppungen zurückzuführen sind, womit die Art dann definitionsgemäß als Neozoon zu klassifizieren wäre. Möglicherweise ist die Art auch in anderen Weinbauregionen oder Städten anzutreffen. Siedelt in Gärten, Parks, Friedhöfen, Brachflächen und Weinbergen. Wärmeliebend, in der Laubstreu, unter Steinen oder Holz.

*Henia vesuviana* (Dignathodontidae): Nach Verhoeff (1934a) eine mediterrane Art, die nach Ansicht von Decker et al. (2016) in Deutschland wahrscheinlich ein Archäozoon ist und schon „in der Römerzeit mit dem Weinbau eingeschleppt wurde“. Ein wild lebendes Auftreten in Deutschland wäre somit seit dem 1. Jahrhundert nach Christus anzunehmen. Besiedelt in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz vor allem Weinberge und Gärten des Neckar- und Rheintales (Decker et al. 2016, Lindner 2007, Spelda 2005). In der aktuellen Roten Liste Deutschlands als Archäozoon geführt und als ungefährdet eingestuft (Decker et al. 2016). Aufgrund der vorliegenden Erkenntnisse ist es nicht ganz auszuschließen, dass die historische Einschleppung nicht über das Jahr 1492 hinaus dauerhaft war, sondern dass die aktuellen Vorkommen auf rezente Wiedereinschleppungen zurückzuführen sind, womit die Art dann definitionsgemäß als Neozoon zu klassifizieren wäre. Weitere Nachweise weiter nördlich bzw. östlich stammen aus anthropogen beeinflussten, siedlungsnahen Lebensräumen im Umfeld größerer Städte (Bonn, Erfurt, Jena, Leipzig, München), in die die Art wahrscheinlich erst in jüngerer Zeit eingeschleppt wurde und somit dort als Regional-Neozoon zu klassifizieren wäre (Lindner 2007, Decker & Hannig 2011). Die Art besiedelt Weinberge, Brachen, Obstwiesen, Gärten und kommt auch in Gewächshäusern vor (Decker et al. 2014). In Nordeuropa aus Großbritannien und in Mitteleuropa auch aus Österreich und der Tschechischen Republik bekannt; Meldungen aus Ungarn und Rumänien sind vermutlich Verwechslungen mit anderen Arten (Lindner 2007).

## INSECTA – Parasiten (Läuse-Flöhe-Wanzen) (aus Rabitsch & Nehring 2023)

Wirt: *Columba livia* f. *domestica* – Straßentaube

*Bonomiella columbae*, *Campanulotes compar*, *Coloceras damicornis fahrenholzi*, *Columbicola columbae columbae*, *Hohorstiella gigantea lata*, *Neocolpocephalum turbinatum turbinatum*; *Ceratophyllus columbae*; *Cimex columbarius*: Die acht Parasiten sind in Deutschland nachgewiesen und gelten als spezifisch für die Straßentaube (*Columba livia* f. *domestica*) (Keler 1963, Kutzscher & Striese 2003, Mey 2003, Vater 2016). Das ursprüngliche Herkunftsgebiet der Straßentaube umfasst Südeuropa, Nordafrika, West- und Zentralasien, Kaukasus, Arabische Halbinsel, Indischer Subkontinent (Niethammer 1963). Die Straßentaube wurde erstmals im 2. Jahrhundert nach Deutschland eingebracht und kommt seit mindestens 1139 dauerhaft wild lebend vor; die Art gilt somit als etabliertes Archäozoon (Nehring et al. 2015). Die acht Arten wurden sehr wahrscheinlich früh mit der Wirtsart eingeschleppt und werden hier vorläufig auch als Archäozoen bewertet. Die acht Arten leben an der Wirtsart vor allem in Zuchten und in urbanen Lebensräumen. Genauere Informationen zu Vorkommen und Verbreitung der acht Arten in Deutschland fehlen. Ergänzende Informationen zu den einzelnen Arten:

### Phthiraptera - Tierläuse

*Bonomiella columbae* (Menoponidae): Der Erstnachweis in Europa erfolgte 1967 in Polen (Zlotorzycka & Lucinska 1967). Im Oktober 1968 erstmals für Deutschland aus der näheren Umgebung von Berlin an Brieftauben festgestellt (Ribbeck 1972). Diese dokumentierten Nachweise spiegeln sehr wahrscheinlich nicht die reale Einbringung und Ausbreitung wider. Von Geiter et al. (2002) in der Status-Kategorie C „Status fraglich“ geführt. In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (FaEu 2022a), z.B. Polen (in Taubenzuchten und an verwilderten Haustauben, Rem & Zlotorzycka 1976) und Ungarn (Rósza 1990).

*Campanulotes compar* (Goniodidae; Wichtiges Synonym *Campanulotes bidentatus compar*): In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (Gustafsson et al. 2018, FaEu 2022b). Nahe verwandte Arten, die teilweise als Unterarten von *C. bidentatus* angesehen werden, und die auch aus Deutschland bekannt sind, leben an der einheimischen Ringeltaube (*C. palumbus*) und der einheimischen Hohltaube (*C. oenas*).

*Coloceras damicornis fahrenholzi* (Goniodidae): In Europa auch aus Polen und Finnland gemeldet (FaEu 2022c). Eine zweite Unterart, deren taxonomischer Status unterschiedlich bewertet wird (vgl. z.B. Mey 2009), und die auch aus Deutschland bekannt ist, lebt an der heimischen Ringeltaube (*C. palumbus*) (Garms 2004).

*Columbicola columbae columbae* (Philopteridae): In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (FaEu 2022d), aktuell kosmopolitisch vorkommend. Die Art kommt weltweit auch an anderen *Columba*-Arten vor. Andere Unterarten, deren taxonomischer Status unterschiedlich bewertet wird, und die auch aus Deutschland bekannt sind, leben an der einheimischen Ringeltaube (*C. palumbus*) und der einheimischen Hohltaube (*C. oenas*) (Mey 2003).

*Hohorstiella gigantea lata* (Menoponidae): Von Geiter et al. (2002) in der Status-Kategorie C „Status fraglich“ geführt. In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (Kenis & Roques 2010, FaEu 2022e). Von Kenis & Roques (2010) für Europa als kryptogen bewertet.

*Neocolpocephalum turbinatum turbinatum* (Menoponidae): Von Geiter et al. (2002) in der Status-Kategorie C „Status fraglich“ geführt. In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (Kenis & Roques 2010, FaEu 2022f). Von Kenis & Roques (2010) für Europa als kryptogen bewertet.

#### Siphonaptera - Flöhe

*Ceratophyllus columbae* (Ceratophyllidae): Der Taubenfloh ist in Deutschland nach 1972 aus Sachsen-Anhalt, Sachsen, Brandenburg und Berlin bekannt, vor 1972 auch aus Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Bayern (Kutzscher & Striese 2003).

#### Hemiptera - Wanzen

*Cimex columbarius* (Cimicidae): Für Deutschland liegen historische Nachweise der Taubenwanze aus Wohnungen und Gebäuden in Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen vor (Vater 2016). Der letzte Nachweis stammt 1982 aus Sachsen-Anhalt (Vater 2016). In der aktuellen Roten Liste der Wanzen Deutschlands wurde die Taubenwanze mit R „extrem selten“ eingestuft (Simon et al. 2021). Aufgrund des letzten Nachweises vor über 40 Jahren hier als „Fehlend - Erloschen“ bewertet.

Wirt: *Dama dama* – Damwild

#### Phthiraptera - Tierläuse

*(Neobiot) Bovicola tibialis* (Bovicoliidae; Wichtiges Synonym *Cervicola tibialis*): Die Tierlaus-Art ist in Deutschland nachgewiesen und gilt als spezifisch für das Damwild (*Dama dama*) (Keler 1963, Mey 2003). Das ursprüngliche Herkunftsgebiet des Damwilds liegt in Westasien (Niethammer 1963). Das Damwild wurde zwischen dem 1. und 11. Jahrhundert erstmals nach Deutschland eingebracht. In der neuesten Roten Liste Säugetiere Deutschlands wird das Damwild als etabliertes Neozoon eingestuft (Meinig et al. 2020), da nach Ansicht der Autoren die aktuellen Vorkommen sämtlich auf nach dem Jahr 1492 vom Menschen eingeführte Tiere fremder Herkunft zurückgehen. Die Tierlaus-Art wurde sehr wahrscheinlich früh mit der Wirtsart eingeschleppt; es ungeklärt, ob die heutigen Vorkommen der Tierlaus-Art archäozoologischen Ursprungs sind. Die Tierlaus-Art wird hier vorläufig als etabliertes Neozoon bewertet. Die Art lebt an der Wirtsart in Tierhaltungen und in freier Wildbahn. Genauere Informationen zu Vorkommen und Verbreitung der Art in Deutschland fehlen. Von Geiter et al. (2002) in der Status-Kategorie C „Status fraglich“ geführt. In Europa auch aus Polen gemeldet (FaEu 2022g), aber vermutlich weiter verbreitet. Auch nach Nordamerika verschleppt, wo die Art seit 1941 (Kanada) bekannt ist und lokal negative Auswirkungen auf einheimisches Rotwild hat (Mertins et al. 2011, Roug et al. 2016).

Wirt: *Mus domesticus* – Westliche Hausmaus

Siphonaptera - Flöhe

*Leptopsylla segnis* (Siphonaptera, Ceratophyllidae): Hausmausflöhe leben als temporäre Ektoparasiten bevorzugt an der Westlichen Hausmaus (*Mus domesticus*), seltener auch an der Hausratte (*Rattus rattus*), die als Archäozoen gelten (Nehring & Rabitsch 2015). Selten werden auch andere Langschwanzmäuse (Muridae) als Wirte angenommen. Als Herkunftsgebiet ist jenes der Hauptwirtsart (*M. domesticus*) anzunehmen (Temperate Asien). Obwohl die Art nur zur Nahrungsaufnahme ihren Wirt aufsucht, ist eine gemeinsame Einbringung anzunehmen. Möglicherweise schon 2000 v. Chr. mit der Westlichen Hausmaus nach Europa eingeschleppt (Nehring & Rabitsch 2015). Der Zeitpunkt des Erstnachweises ist unbekannt. In Deutschland aus fast allen Bundesländern bekannt, es überwiegen historische Fundangaben (Kutzscher & Striese 2003). Der Hausmausfloh kommt an seinen Wirten als Kulturfolger in der Nähe des Menschen, selten im weiteren Kulturland, vor.

Wirt: *Mus musculus* – Östliche Hausmaus

Phthiraptera - Tierläuse

*Polyplax serrata serrata* (Polyplacidae): Die Tierlaus-Art ist in Deutschland nachgewiesen, gilt als spezifisch für die Östliche Hausmaus (*Mus musculus*) und wird auch an *Apodemus*-Arten gefunden (Mey 2003). Das ursprüngliche Herkunftsgebiet der Östlichen Hausmaus liegt im tropischen Asien (Niethammer 1963). Die Östliche Hausmaus wurde möglicherweise schon vor 4000 Jahren nach Deutschland eingeschleppt und kommt mindestens seit dem 5. Jahrhundert dauerhaft wild lebend vor; die Art gilt somit als etabliertes Archäozoon (Nehring et al. 2015). Die Tierlaus-Art wurde sehr wahrscheinlich früh mit der Wirtsart eingeschleppt und wird hier vorläufig auch als etabliertes Archäozoon bewertet. Die Art lebt an den Wirtsarten in Agrarlebensräumen und in Städten. Genauere Informationen zu Vorkommen und Verbreitung der Art in Deutschland fehlen. In Europa auch aus Schweden gemeldet (Gustafsson et al. 2018, FaEu 2022h), aber vermutlich weiter verbreitet.

Wirt: *Oryctolagus cuniculus* – Wildkaninchen

*Haemodipsus ventricosus; Spilopsyllus cuniculi*: Die beiden Parasiten sind in Deutschland nachgewiesen und gelten als spezifisch für das Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) (Frank et al. 2013, Kutzscher & Striese 2003, Mey 2003). Das ursprüngliche Herkunftsgebiet des Wildkaninchens liegt in Südwesteuropa und Nordafrika (Niethammer 1963). Domestizierte Wildkaninchen wurden 1149 erstmals nach Deutschland eingebracht und kommen mindestens seit dem 13. Jahrhundert dauerhaft wild lebend vor; die Art gilt somit als etabliertes Archäozoon (Nehring et al. 2015). Die beiden Parasiten wurden sehr wahrscheinlich früh mit der Wirtsart eingeschleppt und werden hier vorläufig auch als etablierte Archäozoen

bewertet. Die beiden Arten leben an Hauskaninchen in Tierhaltungen sowie an Wildkaninchen in Feldern, Wiesen, Hecken, Wäldern und Parks. Genauere Informationen zu Vorkommen und Verbreitung der beiden Arten in Deutschland fehlen.

#### Phthiraptera - Tierläuse

*Haemodipsus ventricosus* (Polyplacidae): In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (Šefrová & Laštůvka 2005, Gustafsson et al. 2018, FaEu 2022i). Mit Hauskaninchen weltweit verschleppt.

#### Siphonaptera - Flöhe

*Spilopsyllus cuniculi* (Pulicidae): Kosmopolitisch verbreitet. Gelegentlich werden auch Feldhasen, Füchse, Katzen, Hunde, zahlreiche andere Säugetiere und Vögel sowie der Mensch als Wirte angenommen (Kutzscher & Striese 2003). Der Kaninchenfloh überträgt den Erreger der Myxomatose.

Wirt: *Passer domesticus* – Haussperling

*Brueelia cyclothorax obligata*, *Myrsidea quadrifasciata*, *Philopterus fringillae*; *Ceratophyllus fringillae*: Die vier Parasiten sind in Deutschland nachgewiesen und gelten als spezifisch für den Haussperling (*Passer domesticus*) (Keler 1963, Kutzscher & Striese 2003, Mey 2003). Das ursprüngliche Herkunftsgebiet des Haussperlings liegt in Südostasien und Vorderasien (Niethammer 1963). Vor über 10.000 Jahren, als die Menschen sesshaft wurden und sich die ersten Anfänge des Ackerbaus entwickelten, schloss sich der Haussperling dem Menschen an und wurde vom Zug- zum Standvogel. Im Zuge der neolithischen Revolution gelangte der Haussperling mit den einwandernden Völkern und der entsprechenden Ausbreitung der Landwirtschaft nach Mitteleuropa; die Art gilt somit als etabliertes Archäozoon (Nehring et al. 2015). Die vier Parasiten wurden sehr wahrscheinlich früh mit der Wirtsart eingeschleppt und werden hier vorläufig auch als etablierte Archäozoen bewertet. Die vier Arten leben mit der Wirtsart als Kulturfolger in Dörfern, Stadträndern, Parkanlagen und Gärten. Genauere Informationen zu Vorkommen und Verbreitung der vier Arten in Deutschland fehlen. Ergänzende Informationen zu den einzelnen Arten:

#### Phthiraptera - Tierläuse

*Brueelia cyclothorax obligata* (Philopteridae): In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (FaEu 2022j).

*Myrsidea quadrifasciata* (Menoponidae): In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (Šefrová & Laštůvka 2005, Kenis & Roques 2010, FaEu 2022k).

*Philopterus fringillae* (Philopteridae): In Europa aus mehreren Ländern gemeldet (FaEu 2022l).

#### Siphonaptera - Flöhe

*Ceratophyllus fringillae* (Ceratophyllidae): Der Finkenfloh ist in Deutschland aus den meisten Bundesländern bekannt, es überwiegen historische Fundangaben (Kutzscher & Striese 2003).

Wirt: Sonstige

Hemiptera - Wanzen

*Cimex lectularius* (Cimicidae): Die Bettwanze lebt als temporärer Ektoparasit, bevorzugt an Menschen, aber auch an Fledermäusen und Vögeln. Sie stammt ursprünglich aus dem Mittelmeerraum, Nordafrika, Vorder- und Zentralasien. Die Einschleppung erfolgte schon in frühester Zeit, spätestens gelangte sie wohl mit den Römern nach Mitteleuropa. Nach Schmidt (2012a) ist sie seit dem 26.1.946 aus Magdeburg bekannt, wo Bettwanzenreste im Sarg von Editha, der Gemahlin von Otto dem Großen, festgestellt wurden. Bettwanzen leben überwiegend in Wohnungen in urbanen Ballungszentren, werden aber gelegentlich auch in abgelegenen, nicht dauerhaft bewohnten Gebäuden gefunden. Nachweise in der freien Natur, in natürlichen und künstlichen Fledermausquartieren (Höhlen, Dachstühle), insbesondere bei *Myotis myotis* und *M. emarginatus*, werden regelmäßig dokumentiert (Balvín & Bartonička 2014, Vater 2016), wobei sich je nach Wirt (Mensch-Fledermaus) genetisch unterschiedliche Populationen nachweisen lassen (Balvín et al. 2012, Booth et al. 2015, Wawrocka et al. 2015). Die Bettwanze ist in Deutschland aus allen Bundesländern bekannt (Vater 2016) und – möglicherweise auch aufgrund von Resistenzentwicklungen gegen die häufig zur Bekämpfung eingesetzten Pyrethroide – in Häufigkeit und Verbreitung zunehmend. Seit mehreren Jahren wird weltweit eine Zunahme der Vorkommen in Wohnungen und Gebäuden festgestellt und mit dem erhöhten Personen- und Warenverkehr in Zusammenhang gebracht (Reinhardt & Siva-Jothy 2007).

Siphonaptera - Flöhe

(*Neobiot*) *Xenopsylla cheopis* (Pulicidae): Das Ursprungsgebiet ist nicht sicher bekannt und liegt vermutlich in Nordafrika (Ägypten) oder Zentralasien. Aktuell ist die Art kosmopolitisch verbreitet. Rattenflöhe leben als temporäre Ektoparasiten an verschiedenen Nagetieren, insbesondere Hausratten (*Rattus rattus*) im urbanen und ländlichen Siedlungsraum bzw. in Wäldern. Der Rattenfloh gilt als einer der Hauptüberträger der Pest (des Bakteriums *Yersinia pestis*). Er überträgt aber auch den Erreger des Mäusefleckfiebers (*Rickettsia typhi*). Von Geiter et al. (2002) als Archäozoon bewertet. Das Vorhandensein des Pesterregers (*Yersinia pestis*) in Deutschland konnte für das 6. Jh. aus Gräbern in Aschheim (Bayern) belegt werden (Harbeck et al. 2013), gesicherte historische Vorkommen von *X. cheopis* liegen aber weder für Deutschland noch für Europa vor, bei archäologischen Ausgrabungen wurde nur der Menschenfloh (*Pulex irritans*) und andere Flöhe festgestellt (Yvinec et al. 2000). Ein dauerhaftes Vorkommen des tropischen *X. cheopis* in Europa wird als wenig wahrscheinlich angenommen, auch wenn die Art anhand eines eingeschleppten Exemplares aus Großbritannien beschrieben wurde und von Häfen aus Italien und Frankreich vorliegt (Rothschild 1906) und vermutlich regelmäßig eingeschleppt wird. Es ist eher anzunehmen, dass der Pesterreger von einheimischen Floharten, insbesondere *Pulex irritans*, während der Pestepidemien in Mitteleuropa übertragen wurde. Nach Sellenschlo (2010) wurde die Art zwischen 1900 und 1941 an 93,8% von 148.469 Ratten und Mäusen auf 9.624

Schiffen im Hamburger Hafen gefunden. Von Kutzscher & Striese (2003) nicht für Deutschland angegeben. Vermutlich zumindest gelegentlich mit den Wirten (Nagetiere) eingeschleppt.

## INSECTA – Zygentoma (aus Rabitsch & Nehring 2023)

(*Kryptogen*) *Ctenolepisma lineatum* (Lepismatidae): Die ursprünglich aus Südeuropa (vermutlich Südwesteuropa) stammende und heute kosmopolitisch verbreitete Art ist möglicherweise an wärmebegünstigten Standorten nördlich der Alpen (z.B. Heidelberg) einheimisch (Janetschek 1949, Kinzelbach & Kinzelbach 1968). Hier vorläufig als kryptogen bewertet. Nach Sturm (2001) und Renker et al. (2008) in Deutschland aus Hessen, Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg bekannt und aktuell zunehmend; auch in Österreich offenbar expansiv (Zimmermann 2016). Nördlich der Alpen vielfach synanthrop vorkommend, wird die Art aktuell vermehrt in der freien Natur abseits menschlicher Siedlungen beobachtet (Renker et al. 2008, Renker & Reder 2014). Auch in Österreich, der Schweiz und der Tschechischen Republik vermehrt in der freien Natur beobachtet (Zimmermann 2016). Synanthrope Vorkommen gehen vermutlich auf die Verschleppung mit Vorräten oder anderen Gütern zurück. Fink (2016) berichtet von Funden in Südtirol, die möglicherweise mit Orchideensubstrat eingeschleppt wurden. Von Geiter et al. (2002) (offensichtlich versehentlich) als „Archäozoon“ sowie in der Status-Kategorie B „(noch) nicht etabliertes Neozoon“ geführt. Von Christian (2002) für Österreich als mögliches Archäozoon bewertet, jedoch kann nach Ansicht des Autors eine selbständige Einwanderung in einer wärmeren Klimaperiode nicht ausgeschlossen werden.

(*Neobiot*) *Lepisma saccharinum* (Lepismatidae): Die ursprüngliche Herkunft der gebietsfremden Art ist unklar; stammt ursprünglich vermutlich aus dem Mittelmeergebiet oder klimatisch ähnlichen Gebieten Asiens (Klausnitzer 1993). Aktuell kosmopolitisch verbreitet. In Deutschland aus allen Bundesländern gemeldet (Sturm 2001); thermophil, lebt vor allem in Häusern und Magazinen (Sturm 2001), wo es Mehl, Zucker, Samenprodukte, auch Textilien u.a. frißt und durch Massenauftreten schädlich werden kann (Palissa 1965). Synanthrope Vorkommen gehen vermutlich auf die Verschleppung mit Vorräten oder anderen Gütern zurück. Möglicherweise schon während der Römerzeit nach Deutschland gelangt (Klausnitzer 1993). Vorkommen in der freien Natur sind in Deutschland sehr selten; erstmals 1920 im Stadtwald von Frankfurt/Main (Hessen) sowie 1992 und 1993 bei Meißen (Sachsen) in einem stillgelegten Steinbruch wild lebend nachgewiesen (Klausnitzer 1993, Sturm 2001). Der aktuelle Status der Vorkommen ist unbekannt. Von Christian (2002) für Österreich als mögliches Archäozoon bewertet, jedoch kann nach Ansicht des Autors eine selbständige Einwanderung in einer wärmeren Klimaperiode nicht ausgeschlossen werden. Von Geiter et al. (2002) als „Archäozoon“ geführt. Gemäß Definition hier als Neozoon bewertet.

(*Neobiot*) *Thermobia domestica* (Lepismatidae; Wichtiges Synonym *Lepismodes inquilinus*): Das Ursprungsgebiet reicht vom Nahen Osten bis Zentralasien, wo die Art auch im Freiland vorkommt. Aktuell fast kosmopolitisch verbreitet. In Mitteleuropa und auch in Deutschland nicht im Freiland vorkommend, meist in Bäckereien und ähnlichen Betrieben (Sellenschlo 2010). In Deutschland aus Hamburg und Niedersachsen (Celle, Buxtehude)

gemeldet (Sturm 2001, Weidner 1993), aber vermutlich weiter verbreitet. Synanthrope Vorkommen gehen vermutlich auf die Verschleppung mit Vorräten oder anderen Gütern zurück. Die Art wird auch als Futtertier in der Reptilienhaltung verwendet. Von Geiter et al. (2002) als „Archäozoon“ geführt. Gemäß Definition hier als Neozoon bewertet.

## INSECTA – Blattodea (aus Rabitsch & Nehring 2023)

(*Neobiot*) *Blatta orientalis* (Blattidae; Wichtige Synonyme *Stylopyga orientalis*): Die Küchenschabe oder Orientalische Schabe ist aktuell kosmopolitisch verbreitet, die ursprüngliche Herkunft wird im südlichen Russland (Kaukasus) und Zentralasien oder in Nordafrika vermutet (Rehn 1945, Harz 1960, CSF 2022a). Die Art ist möglicherweise schon vor der letzten Eiszeit in Deutschland vorgekommen (Nachweis in einem Torflager in Schleswig-Holstein, Beier 1967). Wahrscheinlich mit den Phönizieren oder Römern vor Christus nach Süd- und Osteuropa gelangt, der Zeitpunkt der Einbringung nach Mitteleuropa ist unbekannt; nach Nord- und Westeuropa ist die Art vermutlich aber erst im 17. oder 18. Jh. gelangt, z.B. wird sie 1624 erstmals für Großbritannien gemeldet (Rehn 1945, Pospischil 2004). Von Geiter et al. (2002) als „Archäozoon“ in der Status-Kategorie O „kein Neozoon (autochthon oder natürlich eingewandert)“ geführt. Von Köhler & Bohn (2011) als Neozoon („um 1700“) gelistet. Nach Šefrová & Laštůvka (2005) seit 1500 aus der Tschechischen Republik bekannt. Außerhalb menschlicher Obhut in dauerhaft beheizten, nicht zu trockenen Gebäuden (u.a. Großküchen, Bäckereien, Brauereien, Heizungskeller, Krankenhäuser, Hotels, Hallenbäder, Molkereien, Wäschereien, Glashäuser, Kompostlager, Kanalisation) synanthrop etabliert. Durch chemische Bekämpfungsmaßnahmen (Vorkommen in lebensmittelverarbeitenden Betrieben werden als Vorrats- oder Hygieneschädlinge betrachtet und mit Insektiziden bekämpft) schwanken die Bestände vermutlich stark und regelmäßige Wiedereinschleppungen, z.B. mit Lebensmittelvorräten sind zu erwarten. Die Art ist im Tierhandel verfügbar; gelegentliche Gefangenschaftsflüchtlinge oder mit Speiseresten etc. verfrachtete Tiere treten teilweise über längere Zeiträume außerhalb menschlicher Behausungen auf, können sich aber nicht dauerhaft in der freien Natur abseits des menschlichen Einflusses etablieren. In Deutschland aus allen Bundesländern bekannt und mäßig häufig (Köhler & Bohn 2011).

(*Neobiot*) *Blattella germanica* (Blattidae; Wichtiges Synonym *Phyllodromia germanica*): Die Deutsche Schabe ist aktuell kosmopolitisch verbreitet, die ursprüngliche Herkunft der gebietsfremden Art wird im südlichen Russland (Kaukasus) und Zentralasien, Nordafrika oder Ostafrika vermutet (Rehn 1945, Pospischil 2004, CSF 2022b). Möglicherweise ist sie mit den Phönizieren oder Römern vor Christus nach Süd- und Osteuropa gelangt (Rehn 1945). Der Zeitpunkt der Einbringung nach Mitteleuropa ist unbekannt, vermutlich aber erst um 1820 nach Polen eingeschleppt (Zacher 1917), in Thüringen erstmals 1850 dokumentiert (Köhler & Renker 2005); nach Nord- und Westeuropa ist die Art erst im 18. oder 19. Jh. gelangt (Rehn 1945). Carl v. Linné hat die Art 1767 nach Tieren aus Kopenhagen für die Wissenschaft beschrieben. Von Geiter et al. (2002) als „Archäozoon“ in der Status-Kategorie O „kein Neozoon (autochthon oder natürlich eingewandert)“ geführt. Von Wallaschek (2016) für Sachsen-Anhalt als Neozoon bewertet. Außerhalb menschlicher Obhut in dauerhaft beheizten Gebäuden (Bäckereien, Wäschereien, Glashäuser, Kompostlager etc.) synanthrop

etabliert. Durch chemische Bekämpfungsmaßnahmen (Vorkommen in lebensmittelverarbeitenden Betrieben werden als Vorrats- oder Hygieneschädlinge betrachtet und mit Insektiziden bekämpft) schwanken die Bestände vermutlich stark und regelmäßige Wiedereinschleppungen, z.B. mit Gütern und importiertem Obst und Getreide sowie in Verpackungsmaterialien (Sellenschlo & Weidner 2021) sowie eine aktive Ausbreitung und Wiederbesiedlung über Leitungskanäle (Wallaschek 2004) sind zu erwarten. Die Art ist im Tierhandel verfügbar; gelegentliche Gefangenschaftsflüchtlinge oder mit Speiseresten etc. verfrachtete Tiere treten teilweise über längere Zeiträume in der Nähe menschlicher Behausungen, z.B. massenhaft auf Mülldeponien, auf, können sich aber nicht dauerhaft in der freien Natur abseits des menschlichen Einflusses etablieren (Köhler & Renker 2005). In Deutschland aus allen Bundesländern bekannt und häufig (Köhler & Bohn 2011). Ältere Angaben aus dem Freiland (vgl. Zacher 1917) beruhen vermutlich auf Verwechslungen.

### INSECTA – Saltatoria (aus Rabitsch & Nehring 2023)

(*Neobiot*) *Acheta domesticus* (Gryllidae; Wichtiges Synonym *Gryllus domesticus*): Das Heimchen stammt ursprünglich wahrscheinlich aus Nordafrika und Südwestasien. Es wird angenommen, dass die Art mit Obst und Getreideimporten möglicherweise schon während der Römerzeit nach Mitteleuropa gelangt ist (Weidner 1972). Kulturfolger (Harz 1957), aktuell kosmopolitisch verbreitet. In Deutschland ist die Art aus allen Bundesländern bekannt (Maas et al. 2002). Thermophil, lebt überwiegend in gleichmäßig warmen Räumen wie z.B. Heizungskeller, Warmwasseranlagen, Küchen und Bäder, Wäschereien, Bäckereien, Tropenhäuser (Harz 1957, Schulte 1992). Vorkommen in lebensmittelverarbeitenden Betrieben werden als Vorrats- oder Hygieneschädlinge betrachtet und chemisch bekämpft (LGA-BW 2009). Die Art ist im Tierhandel verfügbar. Seit 1977 liegen Meldungen über das *A. domesticus* Densovirus (AdDNV) in europäischen Zuchten vor, das zum Absterben der Tiere führt und in den USA zu erheblichen Ertragseinbußen geführt hat (Weissmann et al. 2012). Im Sommer kommt die flugfähige Art auch im Freiland vor, in klimatisch günstigen Jahren werden gelegentlich Massenvermehrungen beobachtet und Tiere weit außerhalb von Siedlungen gefunden (Hochkirch & Klugkist 1998, Schulte 1992). Vielfach in Kompostlagern und auf Mülldeponien beobachtet (Hochkirch & Klugkist 1998, Thomas et al. 1993), wo sich die Art ggfs. über den Winter halten kann (Schulte 1992). Nutzen in der Regel Gebäude zur Überwinterung (Harz 1957). Der aktuelle Status der Art in Deutschland ist unbekannt; wild lebende Vorkommen sind wahrscheinlich nicht dauerhaft sondern beruhen auf periodischen Wiederbesiedlungen ausgehend vor allem von synanthropen Vorkommen. Unter Klimawandel könnte es zu einer Etablierung in freier Natur kommen, denn dauerhafte Vorkommen außerhalb von Siedlungsgebieten sind in warmen Klimazonen vorhanden (Weissman & Rentz 1977). In der Roten Liste Deutschlands als etablierte Art in der Gruppe „Indigene und Archaeobiota“ geführt (Maas et al. 2011). Von Geiter et al. (2002) als „Archäozoon“ in der Status-Kategorie O „kein Neozoon (autochthon oder natürlich eingewandert)“ geführt. Gemäß Definition hier als Neozoon bewertet.

## INSECTA – Coleoptera

*Bruchus rufimanus* (Coleoptera, Chrysomelidae): Der Ackerbohnenkäfer stammt vermutlich ursprünglich aus dem Nahen Osten und Indochina und wurde vor langer Zeit mit Samen eingeschleppt. Die Art wird meist in Kulturfeldern an ihrer Wirtspflanze, der Ackerbohne oder Fababohne (*Vicia faba*) festgestellt, sie kann sich aber auch in anderen Hülsenfrüchten entwickeln, z.B. Erbsen, Phaseolus, Linsen und in wild wachsenden *Vicia*-Arten. Gelegentlich auch in Wohnungen festgestellt. Käferreste in mittelalterlichen Latrinen- und Speiseabfällen in Neuß aus dem 15. bzw. 16. Jh. wurden von Koch (1971) dieser Art zugerechnet. Aktuell ist der Käfer in Deutschland aus allen Bundesländern bekannt (Köhler & Klausnitzer 1998, Köhler 2011) und in ganz Europa verbreitet (Beenen & Roques 2010).

*Necrobia rufipes* (Coleoptera, Cleridae): Der Koprakäfer oder Rotbeinige Kolbenbuntkäfer ist aktuell kosmopolitisch verbreitet, das Ursprungsgebiet ist unbekannt und wird in den Subtropen und Tropen vermutet. Die Art könnte auf dem Landweg aus Nordafrika oder Indien bereits im oder vor dem 15. Jh. nach Europa gelangt sein. Sie wurde z.B. in der Mumie von Ramses II. (1213 v. Chr.) in Ägypten festgestellt. Käferreste in mittelalterlichen Latrinen- und Speiseabfällen in Neuß aus dem 15. bzw. 16. Jh. wurden von Koch (1971) dieser Art zugerechnet. Dauerhafte Vorkommen in der Natur sind in Mitteleuropa möglich. Zudem ist anzunehmen, dass der Käfer regelmäßig mit unterschiedlichen Vorräten (Fleisch, Kopra) eingeschleppt wird. In Deutschland aus den meisten Bundesländern bekannt (Köhler & Klausnitzer 1998, Köhler 2011) und in Europa (ohne den Norden) zerstreut verbreitet (Denux & Zagatti 2010). Im Ursprungsgebiet lebt die Art an Aas und im Boden, an Müllplätzen, auch in Lagerhäusern und Wohnungen. In Deutschland wurde die räuberische und koprophage Art im Freiland und synanthrop gefunden. Sie gilt als Lebensmittelschädling an Fleisch, Fisch, Nüssen und Kopra (getrocknetes Kernfleisch von Kokosnüssen) und kann auch Schäden an Tierfutter und in Museumssammlungen verursachen.

*Niptus hololeucus* (Coleoptera, Anobiidae): Der Messingkäfer ist aktuell kosmopolitisch verbreitet, das Ursprungsgebiet liegt in Westasien. Von Geiter et al. (2002) in der Status-Kategorie A „Etabliert“ als gebietsfremd und von Schmidl et al. (2021) in der Rote Liste-Kategorie 2 „stark gefährdet“, selten, mit rückläufigem Bestand, als heimisch geführt. Nach Weidner (1987) im 1.-2. Jh. n. Chr. aus Mainz und in Fäkalienfaßgruben aus dem 15. und 16. Jh. in Neuss am Rhein, einem ehemaligen bedeutenden römischen Legionärlager und einem späteren Handelsplatz, belegt. Der Käfer wurde vermutlich mit Getreide oder anderen Vorräten vor langer Zeit eingeschleppt. Kolbe (1889) berichtet von der Einschleppung der Art im Jahre 1837 mit Schweißborsten von Russland nach England und datiert die ersten Nachweise für Deutschland aus Dresden in den 1840er Jahren (mit Rhabarberwurzeln, *Rheum rhabariticum* aus Südrussland importiert); er berichtet auch über Verschleppungen von England nach Frankreich und vermutlich Deutschland ab den 1850er Jahren (vgl. auch Weidner 1987). In Deutschland aus allen Bundesländern bekannt (Köhler & Klausnitzer 1998) und in ganz Europa verbreitet. Der Messingkäfer lebt in meist nicht regelmäßig bewohnten, alten Gebäuden (Heuböden, Strohlager, Futtermittellager) unter Fußböden oder hinter Wänden, wo die Dämmstoffe gefressen werden. In der Natur wurde die Art in Vogelnestern und in alten Bienen- und Wespennestern sowie in Höhlen gefunden. Die Larven und adulten Käfer ernähren sich von unterschiedlichen organischen Stoffen (Textilien, Pelz, Leder, Papier, Getreide, Mehl, getrocknete Pflanzenteile, Trockenfrüchte) und gelten als Vorrats- und Materialschädlinge.

(*Neobiot*) *Oryzaephilus surinamensis* (Coleoptera, Silvanidae): Der Getreideplattkäfer ist aktuell kosmopolitisch verbreitet, das Ursprungsgebiet wird im östlichen Mittelmeerraum vermutet. Nach Denux & Zagetti (2010) ist die Herkunft der gebietsfremden Art unbekannt. Die Käfer werden gelegentlich in der Nähe von Gebäuden im Kompost, faulendem Heu und an Bäumen unter der Rinde festgestellt, eine regelmäßige Überwinterung in der Natur ist in gemäßigten Klimazonen aber bisher nicht beobachtet worden (CABI 2012). Die Art wurde vermutlich mit Getreide oder anderen Vorräten vor langer Zeit eingeschleppt. Käferreste in Ausgrabungen aus einem römischen Militärlager in Neuß aus dem zweiten Drittel des 1. Jh. wurden von Koch (1971) dieser Art zugerechnet. In Deutschland aus allen Bundesländern bekannt (Köhler & Klausnitzer 1998) und in ganz Europa ohne den Norden verbreitet. Der Messingkäfer ist ein weltweit bedeutender Vorratsschädling an Getreide und Mehl, aber auch an Trockenfrüchten und Nüssen, der vor allem in Getreide- und anderen Vorratslagern auftritt (CABI 2012). Gemäß Definition hier als Neozoon bewertet.

(*Neobiot*) *Sitophilus granarius* (Coleoptera, Curculionidae): Der Schwarze Kornkäfer stammt aus dem temperaten Asien (Zentralasien, Westasien, Arabische Halbinsel) und wurde als Vorratsschädling schon vor langer Zeit eingeschleppt. Nach Weidner (1983) seit etwa 3000 v. Chr. im vorderen Orient, vermutlich mit der Gerste aus Zentralasien gekommen. Er ist heute einer der weltweit bedeutendsten Getreideschädlinge und besiedelt Getreidespeicher, Mühlen, manchmal auch Wohnungen (Andersen 1938, Tiecke 1954). Es liegen nur kurzfristige Beobachtungen des flugunfähigen Käfers aus der Natur (außerhalb menschlicher Obhut) in Deutschland vor, in wärmeren Klimaten (Kalifornien) tritt der Käfer aber auch im Freiland auf (Andersen 1938). Überreste in Bandkeramischen Ablagerungen bei Göttingen (Büchner & Wolf 1997) und Ablagerungen im Brunnen von Erkelenz-Kückhoven (Schmidt 1998), wurden auf rund 5000 v. Chr. datiert. In einer Abfallgrube einer römischen Siedlung in England aus dem 2 Jh. belegt (Weidner 1983). Aktuell ist die Art in Deutschland in allen Landesteilen verbreitet, mitunter häufig (Köhler 2011, Rheinheimer & Hassler 2013). Ektoparasitische Milben können dermatologisch relevante Symptome auslösen („Getreidekrätze“) (Grob et al. 1998). Gemäß Definition hier als Neozoon bewertet.

(*Neobiot*) *Tenebroides mauritanicus* (Coleoptera, Trogossitidae): Das Ursprungsgebiet des aktuell kosmopolitisch verbreiteten Schwarzen Getreidenagers wird in Afrika vermutet. Die Art ist ein weltweit bedeutender Getreide-, Hygiene- und Materialschädling, der überwiegend in Silos oder Lagerhallen an Getreide, Reis, Mehl, diverse Sämereien, besonders in Mühlen und Bäckereien auftritt. Die Art wird gelegentlich auch in der Natur (in morschem Holz) festgestellt, es liegen aber keine dauerhaften Bestände außerhalb menschlicher Obhut vor. Vermutlich mit importiertem Getreide vor langer Zeit eingeschleppt; Käferreste der Station Singen-„Offwiesen“ aus der 1. Hälfte des 5. Jahrtausends v. Chr. wurden von Schmidt (2012b) dieser Art zugerechnet. In Deutschland aus fast allen Bundesländern bekannt (Köhler & Klausnitzer 1998). Gemäß Definition hier als Neozoon bewertet.

## A.5 Anhang-Literaturverzeichnis

### Gefäßpflanzen

Amarell, U. (2010): Bemerkenswerte Neophytenfunde aus Baden-Württemberg und Nachbargebieten (2004-2008). Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 6: 3-21.

Andreas, C.H. (1965): *Lathyrus nissolia* L. Gorteria 2: 159-160.

Anioł-Kwiatkowska, J. & Popiel, A. (2011b): *Adonis flammea* (Ranunculaceae) – wymarły archeofit Dolnego Śląska. Acta Botanica Silesiaca, Suppl. 1: 32-34.

Anioł-Kwiatkowsky, J. & Popiel, A. (2011a): *Adonis aestivalis* (Ranunculaceae) – gatunek zanikający na Dolnym Śląsku. Acta Bot. Siles., Suppl. 1: 29-31.

Ascherson, P. (1859): Die wichtigeren im Jahre 1859 entdeckten und bekannt gewordenen Fundorte in der Flora

Augustin, B. (2013): Erstnachweis von Herbizidresistenz bei Flughäfer (*Avena fatua* L.) in Deutschland. Journal f. Kulturpflanzen 65: 351-354.

Baales, M. (2015): Vulkanismus und Archäologie des Eiszeitalters am Mittelrhein. Die Forschungsergebnisse der letzten dreissig Jahre. Jahrbuch des Römisch-Germanischen Zentralmuseums Mainz 49: 43-80.

Barthel, K.J., Pusch, J., & Henze, U. (2000): Zur Verbreitung und Vergesellschaftung von *Allium sphaerocephalon* L. (Kugelköpfiger Lauch) und *Torilis arvensis* (Huds.) Link (Feld-Kletterkerbel) in Nordostthüringen. Inform. Flor. Kart. Thüringen 19: 17-22.

Baschant, R. (1955): Ruderalflächen und deren Pflanzen in und um Linz. Jb. Stadt Linz 1: 253-261.

Bauhin, J. (1598): *Historia novi et admirabilis fontis balneique Bollensis*. Montbeliardi: 291 S.

Bertsch, K. & Bertsch, F. (1947): Geschichte unserer Kulturpflanzen. Wiss. Verl.-Ges., Stuttgart: 268 S.

Bettinger, A., Buttler, K.P., Caspary, S., Klotz, J., May, R. & Metzing, D. (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Griebsch & Rochol, Hamm: 912 S.

BG Mainz (2022): Regionaler Gesteinsgarten. Botanischer Garten Universität Mainz. <https://www.botgarten.uni-mainz.de/freiland/regionaler-gesteinsgarten/> (Gesehen am: 09.06.2022)

Blankenhorn, B. & Hopf, M. (1982): Pflanzenreste aus spätneolithischen Moorsiedlungen des Federseerieds. Jb. RGZM 29: 75-99.

Bomble, F.W. (2016a): *Alchemilla arvensis* (Gewöhnlicher Acker-Frauenmantel) und *Alchemilla australis* (Südlicher Acker-Frauenmantel) in Nordrhein-Westfalen. Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 7: 159-166.

Bomble, F.W. (2016b): *Persicaria*-Arten der Waldwege im Aachener Raum. Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 7: 267-281.

Bomble, F.W. (2020): *Ornithogalum angustifolium* (Schmalblättriger Milchstern) und *Ornithogalum divergens* (Spreizender Milchstern) (Hyacinthaceae) in zwei Regionen des westlichen Rheinlandes. Veröff. Bochumer Bot. Ver. 12: 1-19.

Bomble, F.W., Schmitz, B.G.A., Schmitz, K. & Wolgarten, H. (2014): Ein Wiederfund des Straßen-Gänsefußes (*Oxybasis urbica* = *Chenopodium urbicum*) in Krefeld. Veröff. Bochumer Bot. Ver. 6: 34-37.

Bouchette, A. & Rösch, M. (1996): Keltische Pflanzenfunde aus Riedlingen, Kreis Biberach. Archäol. Ausgrab. Bad.-Württ. 1995: 132-137.

Braithwaite, M.E. & Walker, K.J. (2012): 50 years of mapping the British and Irish flora 1962-2012. Botanical Society of the British Isles, London: 45 S.

Brandes, D. (1983): Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. *Phytocoenologia* 11: 31-115.

Brandes, D. (1996): Naturschutzaspekte bei der Denkmalpflege unter besonderer Berücksichtigung der Mauervegetation. *Berichte der ANL* 20: 145-149.

Brandes, D. (2007): *Anthriscus caucalis* M. Bieb. – ein wenig beachteter Archäophyt. *Hercynia N.F.* 40: 139-151.

Brandes, D. (2021): Archäophyten auf Mauern in Deutschland. *Braunschw. Geobot. Arbeiten* 14: 71-83.

Brandes, D., Griese, D. & Koller, U. (1990): Die Flora der Dörfer unter besonderer Berücksichtigung von Niedersachsen. *Braunschw. Naturkundl. Schriften* 3: 569-593.

Brant, V., Zamboch, M. & Venclova, V. (2006): Einfluss der Ackerrandgesellschaften auf die Verunkrautung der Agrophytozönosen durch *Arctium tomentosum* Mill. (Filzige Klette). *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 20: 605-609.

Brennenstuhl, G. (2008): Zur Einbürgerung von *Vinca*- und *Misanthus*-Taxa – Beobachtungen im Gebiet um Salzwedel. *Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt* 13: 77-84.

Brennenstuhl, G. (2010): Beobachtungen zur Einbürgerung von Gartenflüchtlingen im Raum Salzwedel (Altmark). *Mitt. Florist. Kart. Sachsen-Anhalt* 15: 121-134.

Brinkkemper, O. & Kuijper, W.J. (1993): Zum Vorkommen der Spitzklette (*Xanthium strumarium* L.) in Europa. *Archaeo-Physika* 13: 81-88.

Bunnik, F.P., Kalis, A.J., Meurers-Balke, J. & Stobbe, A. (1995): Archäopalynologische Betrachtungen zum Kulturwandel in den Jahrhunderten um Christi Geburt. *Archäologische Informationen* 18: 169-185.

Buttler, K.P. & Hand, R. (2013): Beiträge zur Fortschreibung der Florenliste Deutschlands (Pteridophyta, Spermatophyta) – Sechste Folge. *Kochia* 7: 121-130.

Büttner, R. (1883): *Flora advena marchica*. *Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg* 25: 1-59.

Celka, Z., & Drapikowska, M. (2008). Relics of cultivation in Central Europe: *Malva alcea* L. as an example. *Vegetation History and Archaeobotany*, 17(1), 251-255.

Cimalová, Š. (2012): Interesting weed records from cereal fields in Zonguldak province (Turkey). *Čas. Slez. Muz. Opava (A)* 61: 219-225.

Cordes, H., Feder, J., Hellberg, F., Metzing, D. & Wittig, B. (Hrsg.) (2006): *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen des Weser-Elbe-Gebietes*. Hauschild, Bremen: 512 S.

Cordus, V. (1561): *In hoc volumine continentur Valerii Cordi Annotationes in Pedacii Dioscoridis Anazarbei de medica materia libros V longe aliae quam ante hac sunt evulgatae*. Argentorati: 302 S.

Danylyuk, K. (2006): *Erucastrum gallicum* (Willd.) O.E. Schulz (Cruciferae) – A new alien species for the flora of international biosphere reserve „Eastern Carpathians“. *Roczniki Bieszczadzkie* 14: 299-301.

Davison, A.W. (1970): The ecology of *Hordeum murinum* L. I. Analysis of the distribution in Britain. *J. Ecology* 58: 453-466.

Dengler, J. (1994): Flora und Vegetation von Trockenrasen und verwandten Gesellschaften im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. *Gleditschia* 22: 179-321.

Dierbach, J.H. (1819-20): *Flora Heidelbergensis plantas sistens in praefectura Heidelbergensi et in regione adfini sponte nascentes secundum systema sexuale Linnaeanum digestas*. Groos, Heidelberg: 406 S.

Dierbach, J.H. (1825): Beiträge zu Deutschlands Flora, gesammelt aus den Werken der ältesten deutschen Pflanzenforscher. Erster Theil. Groos, Heidelberg: 130 S.

Döll, J.C. (1843): *Rheinische flora: Beschreibung der wildwachsenden und cultivirten pflanzen des Rheingebietes von Bodensee bis zur Mosel und Lahn, mit besonderer berücksichtigung des grossherzogthums Baden*. Brönnner, Frankfurt/M: 832 S.

Dunkel, F.G. (2006): Neues oder Bemerkenswertes zur Flora Bayerns – *Achillea roseoalba*, *Orobanche amethystea* und andere Funde. Ber. Bayer. Bot. Ges. 76: 151-168.

Duvernoy, J.G. (1722): *Designatio plantarum circa Tübingersem Arcem florentium cum 1. sede seu loco earum natali, 2. Charactere generico et Individuali, 3. Virtutibus medicis probatissimis. In usum Scholae Botanicae Tübingerensis*. G.F. Pflick, Tübingen: 154 S.

Ebel, F. & Fuhrmann, H.G. (2010): Dokumentation der in Erhaltungskultur genommenen bzw. an einen naturnahen Standort ausgebrachten Pflanzensippen. Schlechtendalia 20: 21-55.

Eggers, T. & Zwerger, P. (2003): Unkraut- und Ackerwildpflanzenarten im Acker-, Gemüse-, Obst-, Wein- und Zierpflanzenbau, Grünland sowie Forst und auf nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Merkblatt 62: 31 S.

Eliáš, P. (2003): *Camelina microcarpa* L. in Slovakia. Acta Fytotechnica et Zootechnica 3: 57-61.

Emmerling-Skala, A. (2000): Kulturpflanzen-Relikte – ein Aufruf. Samensurium 11: 11-19.

Emmerling-Skala, A. (2005): Sultan der Gemüsegärten? – der Weiße Gänsefuß (*Chenopodium album* L.) als Nahrungspflanze. Schr. Ver. Erhaltung Nutzpflanzenvielfalt 3: 3-143.

Essl, F. & Rabitsch, W. (Hrsg.) (2002): *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien: 432 S.

Fertl, K.M. (2013): Die Gartenpflanzen des Mittelalters. Diplomarbeit Universität Wien: 114 S.

Fischer, A. (1937): Züchtung und Anbau der Ervilie, *Vicia Ervilia* L (Willd.) und der Erve, *Vicia monanthos* L. (Desf.), als Futterpflanzen. Der Züchter 9: 286-288.

FloraWeb (2023): FloraWeb - Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. <http://www.floraweb.de> (Gesehen am: 15.04.2023)

Franke, A.C., van Dijk, C. J. & Riemens, M.M. (2009): *Setaria verticillata*, *Digitaria ischaemum* and *Geranium molle*: biology and control, a review of literature. Plant Research International 587: 1-28.

Frühauf, S. & Raehse, S. (1999): Die Verwechselte Trespe, *Bromus commutatus*, und die Roggen-Trespe, *Bromus secalinus*, in den Muschelkalkgebieten westlich Kassel. Botanik und Naturschutz in Hessen 11: 71-75.

Fuchs, R., Hetzel, I., Loos, G.H. & Keil, P. (2006): Verwilderte Zier- und Nutzgehölze in Wäldern des Ruhrgebietes. AFZ-Der Wald 61: 622-625.

Fukarek, F. & Henker, H. (2006): *Flora von Mecklenburg-Vorpommern*. Weissdorn, Jena: 428 S.

Fürnrohr, F. & Höcker, R. (2015): Bemerkenswerte Pflanzenfunde im Regnitzgebiet seit 2002. RegnitzFlora 2: 66-70.

Fürnrohr, F. & Hoffmann, H. (2009): Kartierung des Regnitzgebietes, II. Artenverluste. RegnitzFlora 3: 28-30.

Gasparetto, J.C., Martins, C.A.F., Hayashi, S.S., Otuky, M.F. & Pontarolo, R. (2012): Ethnobotanical and scientific aspects of *Malva sylvestris* L.: a millennial herbal medicine. *J. Pharmacy Pharmacology* 64: 172-189.

Gassmann, G. & Augstein, M. (2014): Archäologisch-naturwissenschaftliche Untersuchungen einer späthallstatt-, frühlatènezeitlichen Siedlung mit Eisenerzverhüttung bei St. Johann-Würtingen auf der Schwäbischen Alb. *Fundber. Baden-Württemberg* 34: 237-278.

Gehring, K., Thyssen, S. & Festner, T. (2012): Herbizidresistenz bei *Alopecurus myosuroides* Huds. in Bayern. *Julius-Kühn-Archiv* 434: 127-132.

Gerhards, R., Dieterich, M. & Schumacher, M. (2013): Rückgang von Ackerunkräutern in Baden-Württemberg - ein Vergleich von vegetationskundlichen Erhebungen in den Jahren 1948/49, 1975-1978 und 2011 im Raum Mehrstetten – Empfehlungen für Landwirtschaft und Naturschutz. *Gesunde Pflanzen* 65: 151-160.

Gerstberger, P. (1988): Zur Kenntnis von *Aethusa cynapium* subsp. *cynapioides* (M. Bieb.) Nyman in der Bundesrepublik Deutschland. *Tüxenia* 8: 3-12.

Gregg, S.A. (1989): Paleo-ethnobotany of the Bandkeramik phases. In: Kind, C.-J. (Hrsg.), Ulm-Eggingen. Die Ausgrabungen 1982–1985 in der bandkeramischen Siedlung und der mittelalterlichen Wüstung. *Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg* 34. Theiss, Stuttgart: 367-399.

Giese, D. (1989): Vorkommen und Vergesellschaftung der Gras-Platterbse *Lathyrus nissolia* L. im Stadtgebiet von Wolfsburg (Südost-Niedersachsen). *Braunschweiger Naturkdl. Schr.* 3: 355-360.

Grohne, U. (1957): Botanische Untersuchungen der vorgeschichtlichen Siedlung Jemgum a.d. Ems. *Kunde N.F.* 8: 44-52.

Groom, Q.J. (2015): Piecing together the biogeographic history of *Chenopodium vulvaria* L. using botanical literature and collections. *PeerJ* 3:e723; DOI 10.7717/peerj.723

Gygax, A., Montagnani, C., Gargano, D., Gigot, G., Jogan, N., Bernhardt, K.G. & Dostalova, A. (2011): *Bromus grossus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T161840A5502685.

Hadrys, M., Pietrzykowska, K. & Sadowska-Des, A. (2011): *Neslia paniculata* subsp. *paniculata* (Brassicaceae) na Dolnym Śląsku – rozmieszczenie i stopień zagrożenia. *Acta Botanica Silesiaca*, Suppl. 1: 174-176.

Haeupler, H. & Muer, T. (2000): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 759.

Hand, R., Thieme, M. & Mitarbeiter (2024): Florenliste von Deutschland (Gefäßpflanzen) Version 14 (März 2024). <https://www.florenliste-deutschland.de> (Gesehen am: 31.3.2024)

Hard, G. (1986): Vier Seltenheiten in der Osnabrücker Stadtflora: *Atriplex nitens*, *Salsola ruthenica*, *Parietaria officinalis*, *Eragrostis tef*. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 12: 167-194.

Hardtke, H.-J. & Ihl, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsen. Sächsisches Landesamt für

Haug, A. (1915): Das Ulmer Herbarium des Hieronymus Harder. *Mitt. Ver. Naturwiss. Math.* Ulm 16: 38-92.

Haveman, R., Bruinsma, J.H.P. & Spronk, J. (1997): Over het binnenlands optreden van *Stellaria pallida* (Dumort.) Piré (Duinvogelmuur). *Gorteria* 23: 76-82.

Hegi, G. (1909): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Band 2 (Teil 2). 1. Aufl., Meisenbach Riffarth, München: 405 S.

Hegi, G. (1918): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Band 6 (Teil 1). 1. Aufl., Lehmanns, München: 544 S.

Hegi, G. (1975a): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 3 (Teil 3). 2. Aufl., Parey, Berlin: 356 S.

Hegi, G. (1975b): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 4 (Teil 3). 3. Aufl., Parey, Berlin: 1750 S.

Hegi, G. (1975c): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 5 (Teil 1). 2. Aufl., Parey, Berlin: 678 S.

Hegi, G. (1975d): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 5 (Teil 2). 2. Aufl., Parey, Berlin: 1584 S.

Hegi, G. (1975e): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 5 (Teil 3). 2. Aufl., Parey, Berlin: 2254 S.

Hegi, G. (1975f): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 5 (Teil 4). 2. Aufl., Parey, Berlin: 2645 S.

Hegi, G. (1979a): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 3 (Teil 2). 2. Aufl., Parey, Berlin: 1264 S.

Hegi, G. (1979b): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 6 (Teil 3). 2. Aufl., Parey, Berlin: 366 S.

Hegi, G. (1981): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 3 (Teil 1). 3. Aufl., Parey, Berlin: 504 S.

Hegi, G. (1986): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 4 (Teil 1). 3. Aufl., Parey, Berlin: 598 S.

Hegi, G. (1987): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 6 (Teil 4). 2. Aufl., Parey, Berlin: 1483 S.

Hegi, G. (1990): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 4 (Teil 2b). 3. Aufl., Parey, Berlin: 248 S.

Hegi, G. (1995): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 4 (Teil 3B). 2. Aufl., Blackwell, Berlin: 542 S.

Hegi, G. (1998): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 1 (Teil 3). 3. Aufl., Parey, Berlin: 898 S.

Hegi, G. (2003): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 4 (Teil 2c). 2. Aufl., Parey, Berlin: 231 S.

Hegi, G. (2008): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 6 (Teil 2A). 2. Aufl., Weissdorn, Jena: 392 S.

Hejný, S. (1957): Eine Studie über die Ökologie der *Echinochloa*-Arten [*Echinochloa crus galli* (L.) P. Beauv. und *Echinochloa coartata* (Stev.) Koss.]. SAV. Slovenskej Akad. Vied: 114 S.

Hellmund, M. (2008): The Neolithic records of *Onopordum acanthium*, *Agrostemma githago*, *Adonis cf. aestivalis* and *Claviceps purpurea* in Sachsen-Anhalt, Germany. Veget. Hist. Archaeobot. 17, Suppl 1: S123–S130.

Herrmann, N. (2006): 7. Beitrag zur Wuchsform und Biologie der Gefäßpflanzen des hercynischen Raumes: *Bupleurum virginatum* Cav. (B. gerardii auct.; Apiaceae). Hercynia N.F. 39: 89-119.

Herrmann, N. & Kison, H. (2005): Das Vorkommen des Ruten-Hasenohrs (*Bupleurum virginatum* Cav.) im Selketal. Anmerkungen zu Gefährdungsursachen sowie zu Schutz- und Erhaltungsmöglichkeiten der Art. Natursch. im Land Sachs.-Anh. 42: 33-39.

Hetzl, G. (2006): Die Neophyten Oberfrankens Floristik, Standortcharakteristik, Vergesellschaftung, Verbreitung, Dynamik. Dissertation, Universität Würzburg: 156 S.

Hill, E.J. (1894): *Potentilla recta* L. Bulletin of the Torrey Botanical Club 21: 79-80.

Hipkin, C.R. & Facey, P.D. (2009): Biological Flora of the British Isles: *Coincya monensis* (L.) Greuter & Burdet ssp. *monensis* (*Rhyncosinapis monensis* (L.) Dandy ex A.R. Clapham) and ssp. *cheiranthos* (Vill.) Aedo, Leadley & Munoz Garm. (*Rhyncosinapis cheiranthos* (Vill.) Dandy). J. Ecology 97: 1101-1116.

Hodvina, S. & Cezanne, R. (2007): Der Acker-Schwarzkümmel (*Nigella arvensis*) in Hessen. Botanik und Naturschutz in Hessen 20: 61-88.

Hodvina, S., & Wagner, W. (2009): Der Langstiellige Mannsschild (*Androsace elongata*) in Hessen. Botanik und Naturschutz in Hessen 22: 47-71.

Hofman, C. (2007): *Bupleurum virginatum* Cav. (B. gerardii auct.; Apiaceae) im LSG „Harbke-Allertal“. Mitt. Flor. Kart. Sachsen-Anhalt 12: 49-51.

Höhnel, F.v. (1876): Beitrag zur Kenntniss der Flora von Niederösterreich. Österreichische Botanische Zeitschrift 26: 120-125.

Holec, J. & Jursík, M. (2009): Biologie a regulace dalších významných plevelů České republiky. Ostrozka stracka – *Consolida regalis* S.F.Gray. Listy Cukrovarnické a Reparské 125: 221-223.

Holubová, A. & Slavíková, Z. (1964): *Aristolochia clematitis* na území ČSSR. Preslia 36: 294-305.

Holzner, W. & Forstner, W. (1979): Ungräser im österreichischen Maisbau. Bodenkultur 30: 377-400.

Hörndl, E. (1994): Systematik und Verbreitung von *Papaver dubium* L. s.l. in Österreich. Linzer biol. Beitr. 26: 407-435.

Hübl, E., Holzner, W. & Glauninger, H. (1996): Beiträge zu *Centaurea cyanus* L. Ann. Naturhist. Mus. Wien 98 B, Suppl.: 317-327.

Hügin, G. (2004): Wie lässt sich *Bromus grossus* von *Bromus secalinus* unterscheiden. Flor. Rundbr. 38: 87-99.

Hultén, E. & Fries, M. (1986): Atlas of North European vascular plants: north of the Tropic of Cancer I-III. Koeltz Scientific Books, Königstein: 1172 S.

Jack, J.B. (1892): Botanische Wanderungen am Bodensee und im Hegau. Mitt. Bad. Bot. Ver. 2: 364-380.

Jage, H. (1964): Über das gegenwärtige Vorkommen von *Lolium remotum* Schrank. (1. Beitrag zur Kenntnis des Unkrautbestandes unter Serradella im mitteldeutschen Altdiluvialgebiet. Floristisches). Verhandlungen des Botanischen Vereins der Provinz Brandenburg 101: 77-82.

Jagel, A. (2016): *Consolida regalis* – Feld-Rittersporn (Ranunculaceae) und andere Rittersporne, Giftpflanzen des Jahres 2015. Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 7: 190-196.

Jäger, E.J. (1973): Zur Verbreitung und Lebensgeschichte der Wildtulpe (*Tulipa sylvestris* L.) und Bemerkungen zur Chorologie der Gattung *Tulipa* L. Hercynia 10: 429-448.

Jäger, E.J. (1991): Verbreitung, Biologie und Wuchsform von *Abutilon theophrasti* Medic. Wissenschaftliche Zeitschrift Universität Halle 40: 37-48.

Jäger, E.J. (2012): Kommentare zur Neubearbeitung der Exkursionsflora von Deutschland. 8. Neue Systemvorschläge, Grenzen und Reihenfolge von Gattungen und Arten, neu aufgenommene Arten. Schlechtendalia 24: 1-12.

Jäger, E.J. & Werner, K. (Hrsg.) (2005): Rothmaler. Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4. Gefäßpflanzen. Kritischer Band. Spektrum, München: 980 S.

Jäger, E.J., Ebel, F., Hanelt, P. & Müller, G. (Hrsg.) (2008): Rothmaler. Exkursionsflora von Deutschland. Band 5. Krautige Zier- und Nutzpflanzen. Spektrum, Berlin: 880 S.

John, H. & Stolle, J. (2006): Wandlung der Flora durch Eingriffe des Menschen, dargestellt anhand aktueller Funde höherer Pflanzen in der Umgebung von Halle (Saale) Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt 11: 3-35.

Junghans, T. (2015): Mannheims Adventivflora im Wandel – Neue Arten und aktuelle Ausbreitungstendenzen im Kontext der Klimaerwärmung. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 11: 11-37.

Kaiser-Alexnat, R. (2008): Färberwaid (*Isatis tinctoria* L.): Perspektiven einer vielseitigen Nutzpflanze. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 60: 97-103.

Käsermann, C. & Moser, D.M. (1999): Merkblätter Artenschutz Blütenpflanzen und Farne (Stand: Oktober 1999): Fiches pratiques pour la conservation, plantes à fleurs et fougères. BUWAL: 90-91.

Kästner A. (2003): Porträts ausgewählter seltener österreichischer Gefäßpflanzenarten: (1) *Bifora radians*, (2) *Euphorbia glareosa*, (3) *Helminthotheca echioides*, (4) *Turgenia latifolia*. Neilreichia 2-3: 149-163.

Kästner, A., Jäger, E. J. & Schubert, R. (2001): Handbuch der Segetalpflanzen Mitteleuropas. Springer, Wien: 609 S.

Kay, Q.O.N. (1971): Biological Flora of the British Isles: *Anthemis arvensis*. J. Ecology 59: 637-648.

Kazmi, S.M.A. (1964): Die Gattung *Carduus* in Deutschland. Ber. Bayr. Bot. Ges. 37: 53-59.

Kiefer, B. (1984): Botanische Untersuchung römerzeitlicher Pflanzenreste aus der archäologischen Ausgrabung in Osterburken. Unveröff. Dipl.-Arb. Univ. Hohenheim: 126 S.

Király, G., Pinke, G., Mesterházy, A. (2006): Verbreitung und Vergesellschaftung ausgewählter Segetalpflanzen in Westungarn: verschiedene Reaktionen auf Veränderungen der Landwirtschaft. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz 20: 557-566.

Klotz, S. (1985): Zur Soziologie und Ökologie von *Parietaria officinalis* in Mitteleuropa. Hercynia N.F. 22: 228-237.

Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W. (Hrsg.) (2002): BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schr.-R. f. Vegetationskde 38: 334 S.

Knecht, D. (2001): Vegetations- und Landschaftsveränderungen seit 1880 in Dornach und Arlesheim. Mitt. Naturf. Ges. beider Basel 5: 57-136.

Knörzer, K.-H. (1981): Römerzeitliche Pflanzenfunde aus Xanten. Archaeo-Physika 11: 1-176.

Kooistra, L. I., Hänninen, K., van Haaster, H., & Vermeeren, C. (1998): Voedselresten in beer en afval. Botanisch onderzoek aan beerputten, afvalkuilen en ophogingslagen van de steden Dordrecht en Nijmegen uit de 12e-20e eeuw. BIAXIAL 52: 146 S.

Körber-Grohne, U. (1967): Geobotanische Untersuchungen auf der Feddersen Wierde. Bd. 1.2. Wiesbaden: 357 S.

Körber-Grohne, U. (1985): Die biologischen Reste aus dem hallsteinzeitlichen Fürstengrab von Hochdorf, Gemeinde Eberdingen (Kreis Ludwigsburg). Hochdorf I. Forsch. u. Ber. Vor- und Frühgeschichte Bad.-Württ. 19: 87-265.

Körber-Grohne, U. (1990): Gramineen und Grünland-Vegetation vom Neolithikum bis zum Mittelalter in Mitteleuropa. Bibliotheca Botanica 139: 1-105.

Körber-Grohne, U. (1994): Nutzpflanzen in Deutschland. Kulturgeschichte und Biologie. Theiss, Stuttgart: 490 S.

Körber-Grohne, U. & Piening, U. (1979): Verkohlte Nutz- und Wildpflanzenreste aus Bondorf, Kreis Böblingen. Fundber. Bad.-Württ. 4: 152-169.

Körber-Grohne, U. & Piening, U. (1983): Die Pflanzenreste aus dem Ostkastell von Welzheim mit besonderer Berücksichtigung der Graslandpflanzen. Forsch. u. Ber. z. Vor. u. Frühgeschichte in Bad.-Württ. 14: 17-88.

Körber-Grohne, U. & Wilmanns, O. (1977): Eine Vegetation aus dem hallstattzeitlichen Fürstengrabhügel Magdalenenberg bei Villingen – Folgerungen aus pflanzlichen Großresten. In: Spindler, K. (Hrsg.), Magdalenenberg V, Der hallstattzeitliche Fürstengrabhügel bei Villingen im Schwarzwald 5. Band. Neckar-Verlag, Villingen: 51-68.

Korneck, D. (1985): Beobachtungen von Farn- und Blütenpflanzen in Mittel- und Unterfranken sowie angrenzenden Gebieten. Ber. Bayer. Bot. Ges. 56: 53-80.

Korneck, D., Schnittler, M. & Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schr.-R. f. Vegetationskde. 28: 21-187.

Korsch, H. (2008): Kleiner Beitrag zur Flora von Thüringen (11). Inform. Florist. Kartierung Thüringen 27: 34-38.

Kowarik, I. & Wohlgemuth, J.O. (2006): *Tulipa sylvestris* (Liliaceae) in northwestern Germany: a non-indigenous species as an indicator of previous horticulture. Polish Botanical Studies 22: 317-331.

Krausch, H.D. (2003): Kaiserkrone und Päonien rot... Entdeckung und Einführung unserer Gartenblumen. Dölling & Galitz, München: 535 S.

Kreuijsen, B. & Weeda, E.J. (1992): *Herniaria glabra* L. en *Crassula tillaea* Lester-Garland op voetpaden in de duinen bij Bergen (N.-H.). Gorteria 18: 29-33.

Kroll, H. (1997): Zur eisenzeitlichen Wintergetreide-Unkrautflora von Mitteleuropa. Mit Analysenbeispielen archäologischer pflanzlicher Großreste aus Feudvar in der Vojvodina, aus Greding in Bayern und aus Dudelange in Luxemburg. Prähistorische Zeitschrift 72: 106-114.

Krumbiegel, A. (2010): Aktuelle Verbreitung und Vergesellschaftung von *Fritillaria meleagris* L. in Sachsen-Anhalt. – Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle) 15: 59-74.

Krupinska, K. (1997): *Cannabis sativa* L. Nutzpflanze mit Vergangenheit und Zukunft. Biologie in unserer Zeit 27: 123-129.

Kump, A. (1970): Verschollene und seltene Ackerunkräuter in Oberösterreich südlich der Donau. Mitt. Bot. Linz 2: 25-40.

Küster, H. (1985a): Herkunft und Ausbreitungsgeschichte einiger Secalietea-Arten. Tüxenia 5: 89-98.

Küster, H. (1985b): Neolithische Pflanzenreste aus Hochdorf, Gemeinde Eberdingen (Kreis Ludwigsburg). Hochdorf I. Forsch. u. Ber. Vor- und Frühgeschichte Bad.-Württ. 19: 19-83.

Lang, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Fischer, Jena. 462 S.

Lang, W. (1971): Die Edelkastanie, ihre Verbreitung und ihre Beziehung zu den naturgegebenen Grundlagen. Mitt. D. Pollichia 18: 86-160.

Latałowa, M. (1998): Botanical analysis of a bundle of flax (*Linum usitatissimum* L.) from an early medieval site in northern Poland; a contribution to the history of flax cultivation and its field weeds. Veget. Hist. Archaeobot. 7: 97-107.

Łazarski, G. (2015): *Scandix pecten-veneris* L. (Apiaceae) in the Małopolska Upland (S Poland) – regional changes in the distribution and population resources of declining weed species. Biodiv. Res. Cons. 40: 13-20.

Leuschner, C., Wesche, K., Meyer, S., Krause, B., Steffen, K., Becker, T. & Culmsee, H. (2013): Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 25: 166-182.

Lienenbecker, H. (1998): Zur Einbürgerungsgeschichte von Neophyten in Ostwestfalen. Egge-Weser 11: 57-86.

Lippert, W. (1984): Zur Kenntnis des *Aphanes microcarpa*-Komplexes. Mitt. Bot. München 20: 451-464.

Lohmeyer, W. & Sukopp, H. (1992 ff.): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Unveröffentlichte Fortschreibung der Sammlung von Daten über agriophytische Vorkommen von Pflanzenarten. [https://www.oekosys.tu-berlin.de/fileadmin/fg35/Forschung/Downloads/liste\\_agrio.pdf](https://www.oekosys.tu-berlin.de/fileadmin/fg35/Forschung/Downloads/liste_agrio.pdf) (Gesehen am: 15.04.2023)

Lohmeyer, W. & Sukopp, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Schr.-R. f. Vegetationskde. 25: 1-185.

LTZ, Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (2020): Hinweise zum Pflanzenbau: Linse *Lens culinaris*. Karlsruhe: 16 S.

Ludwig, G., May, R. & Otto, C. (2007): Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen, vorläufige Liste. BfN-Skripten 220: 32 S.

Ludwig, W. (1989): Über die alte Heilpflanze *Aristolochia clematitis* L. in Hessen. Oberhess. Naturw. Zeitschr. 51: 79-98.

Ludwig, W. (1990): *Malva pusilla* SM. als "Dorfpflanze" in Hessen. Mit Anhang über die adventive *Malva parviflora* L. Hess. Flor. Briefe 39: 1-10.

Lutz, F. (1885): Die Mühlau bei Mannheim als Standort seltener Pflanzen. Mitt. Bot. Ver. Kreis Freiburg 19: 164-168.

Marcussen, T. (2006): Allozymic variation in the widespread and cultivated *Viola odorata* (Violaceae) in western Eurasia. Botanical Journal of the Linnean Society 151: 563-571.

Mattick, F. (1938): Die Verbreitung des Hederich (Ackerrettich, *Raphanus Raphanistrum*, und Ackersenf, *Sinapis arvensis*) in Deutschland. Notizblatt Königl. Botan. Gartens und Museums zu Berlin 14, 121: 1-24.

Meierott, L. (1990): Die *Linum perenne*-Gruppe in Nordbayern. Tüxenia 10: 25-40.

Meierott, L. (2008): *Cerastium brachypetalum* Desp. ex Pers. und *Cerastium tenoreanum* Ser. (Caryophyllaceae) in Franken. Forum Geobotanicum 3: 20-28.

Melzer, H. & Barta, T. (1992): Neues zur Flora von Österreich und neue Fundorte bemerkenswerter Blütenpflanzen im Burgenland, in Niederösterreich und Wien. Linzer biol. Beitr. 24: 709-723.

Melzer, H. & Barta, T. (1995): Neues zur Flora von Wien, Niederösterreich, Burgenland und Oberösterreich. Linzer biol. Beitr. 27: 235-254.

Melzer, H. & Barta, T. (2001): *Cotula coronopifolia*, die Laugenblume, neu für Österreich und anderes. Neue zur Flora von Wien, Niederösterreich und dem Brüggenland, Linzer biol. Beitr. 33: 877-903.

Merxmüller, H. (1973): Neue Übersicht der im rechtsrheinischen Bayern einheimischen Farne und Blütenpflanzen. Ber. Bayer. Bot. Ges. 44: 221-238.

Meusel, H., Jäger, E. J., Rauschert, S., Weinert, E. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 2, Text u. Karten. Fischer, Jena: 418 + 171 S.

Meusel, H., Jäger, E. J., Weinert, E. (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Text u. Karten. Bd. 1. VEB Fischer Jena: 583 S.

Meyer, K. (1931): Die Einschleppung von Pflanzen mit Südfuchtsendungen. Plant Systematics and Evolution 80: 265-270.

Meyer, S. & John, H. (2007): *Althaea hirsuta* L. Ein Neufund für Sachsen-Anhalt und Angaben zur aktuellen Bestandssituation in Mitteldeutschland. Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt 12: 61-70.

Meyer, S., Hilbig, W., Steffen, K. & Schuch, S. (2013): Ackerwildkrautschutz. Eine Bibliographie. BfN-Skripten 351: 222.

Meyer, S., Wesche, K., Leuschner, C., van Elsen, T. & Metzner, J. (2010): Schutzbemühungen für die Segetalflora in Deutschland. Das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“. Treffpunkt Biologische Vielfalt 9: 59-64.

Mochnacký, S. (2012): Occurrence and distribution of *Chenopodium vulvaria* L. in Košice city, Slovakia. Thaiszia J. Bot. 22: 191-195.

Mösslacher, J. (2013): Pflanzen mit invasivem Potenzial in Botanischen Gärten V: *Oxalis corniculata* (Horn-Sauerklee, Oxalidaceae). Carinthia II 203: 81-90.

Müller-Bieniek, A., Kittel, P., Muzolf, B. & Muzolf, P. (2015): Useful plants from the site Lutomiersk-Koziówka near Łódź (central Poland) with special reference to the earliest find of *Xanthium strumarium* L. seeds in Europe. Journal of Archaeological Science: Reports 3: 275-284.

Müller, F., Ritz, C.M., Welk, E. & Wesche, K. (Hrsg.) (2016): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Kritischer Ergänzungsband. 11. Aufl. Springer-Spektrum, Heidelberg: 221 S.

Müller, F., Ritz, C.M., Welk, E. & Wesche, K. (Hrsg.) (2021): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland Gefäß-pflanzen: Grundband. 22., neu überarbeitete Aufl. Springer-Spektrum, Berlin: 944 S.

Müller, K. (1950): Die Vogelfutterpflanzen. Mitt. Ver. Naturwiss. Math. Ulm 23: 55-85.

Natho, J. (1957): Die neolithischen Pflanzenreste aus Burgliebenau bei Merseburg. Dt. Akad. Landw. Wiss. Berl. wiss. Abhandl. 3: 99-138.

Nikolaidis, A., Gerecke, T. & Brandes, D. (2010): Untersuchungen zur Apophytisierung von *Hedera helix*: Gelingt dem Efeu die Habitaterweiterung vom Wald zur Stadt? Braunschweiger Naturkundl. Schriften 9: 3-21.

Nobis, A., Nobis, M. & Urbisz, A. (2011): *Lathyrus aphaca* L.: the distribution, habitats and remarks on the status of the species in Poland. Acta Soc. Bot. Poloniae 80: 237-244.

Nowak, A. & Nowak, S. (2011a): *Chenopodium urbicum* (Chenopodiaceae) na Dolnym Śląsku – rozmieszczenie i stopień zagrożenia. Acta Botanica Silesiaca, Suppl. 1: 96-98.

Nowak, A. & Nowak, S. (2011b): *Chenopodium vulvaria* (Chenopodiaceae) – gatunek wymarły na Dolnym Śląsku. Acta Botanica Silesiaca, Suppl. 1: 99-101.

Oberdorfer, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Ulmer, Stuttgart: 1050 S.

Oesau, A. (1978): Zwei übersehene Ackerunkräuter, die Hundskamillen *Anthemis austriaca* und *Anthemis ruthenica* im Regierungsbezirk Rheinhessen-Pfalz. Mitt. Pollich. Pfalz. Naturk. Naturschutz 66: 96-102.

Opravil, E. (1978): Synanthrope Pflanzengesellschaften aus der Burgwallzeit (8.-10. Jh.) in der Tschechoslowakei. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 91: 97-106.

Opravil, E. (1983): *Xanthium strumarium* L. - ein europäischer Archäophyt? Flora 173: 71-79.

Otte, A. (1989): Kalkfels-Balmengesellschaft von *Lappula squarrosa* (Retz.) Dum. (Lappulo-Asperugetum procumbentis Br.-Bl. 1919) im Tal der Schwarzen Laaber (Lkr. Regensburg). Ber. Bayer. Bot. Ges. 60: 183-189.

Otte, A. & Mattonet, B. (2001): Die Bedeutung von Archäophyten in der heutigen Vegetation ländlicher Siedlungen in Deutschland. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 8: 221-247.

Otto, H.-W. & Hempel, W. (2009): Friedrich Lobegott Wockaz (1759–1846) und seine „Flora Budissinensis“ Ber. d. Naturforsch. Ges. d. Oberlausitz 17: 119-128.

Palmer, J.R. (1980): *Fagopyrum tataricum* (L.) Gaertner and other plants associated with game bird food. B.S.B.I. News 26: 19.

Partzsch, M. & Mahn, G. (2001): Welche Etablierungschancen haben Adventivpflanzenarten in xerothermen Vegetationskomplexen? Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 8: 249-268.

Pender, K. & Szcesniak, E. (2011a): *Consolida regalis* (Ranunculaceae) na Dolnym Śląsku – gatunek na progu zagrożenia. Acta Botanica Silesiaca, Suppl. 1: 108-110.

Pender, K. & Szczęśniak, E. (2011b): *Melandrium noctiflorum* (Caryophyllaceae) - rozmieszczenie i stopień zagrożenia na Dolnym Śląsku. Acta Botanica Silesiaca, Supplementum 1: 168-170.

Piening, U. (1982): Botanische Untersuchungen an verkohlten Pflanzenresten aus Nordwürttemberg. Neolithikum bis Römische Zeit. Fundber. Bad.-Württ. 7: 239-271.

Piening, U. (1983): Verkohlte Pflanzenreste der Frühlatènezeit von Lauffen am Neckar, Kreis Heilbronn. Fundber. aus Bad.-Württ. 8: 47-54.

Piening, U. (1989): Pflanzenreste aus der bandkeramischen Siedlung von Bietigheim-Bissingen, Kreis Ludwigsburg. Fundber. Bad.-Württ. 14: 119-140.

Pietrzykowska, K., Sadowska-Dés, A. & Hadrys, M. (2011): *Anthemis cotula* (Asteraceae) - zanikający chwast Dolnego Śląska. Acta Botanica Silesiaca, Suppl. 1: 45-47.

Pinke, G. (2004): Letzte Vorkommen von Caucalion-Arten im Nordwesten Ungarns. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz 19: 73-82.

Polomé, E. (1948): Oyer de etymologie van Nederlands wouw «*Reseda Luteola*». Revue belge de philologie et d'histoire 26: 541-568.

Poschlod, P. (1986): Über ein Vorkommen von *Iberis amara* L. auf der südlichen Frankenalb. Ber. Bayerisch. Bot. Ges. 57: 184-185.

Prasse, R., Ristow, M., Klemm, G., Machatzi, B., Raus, T., Scholz, H., Stohr, G., Stukopp, H. & Zimmermann, F. (2001): Liste der wildwachsenden Gefäßpflanzen des Landes Berlin mit Roter Liste. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege. Kulturbuch-Verlag, Berlin: 85 S.

Proćkow, J., Faltyn, A. & Jarzembowski, P. (2011): *Spergula arvensis* subsp. *maxima* (Caryophyllaceae) - wymarły chwast Inu na Dolnym Śląsku. Acta Botanica Silesiaca, Supplementum 1: 201-203.

Protopopova, V.V., Shevera, M.V., & Mosyakin, S.L. (2006): Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. Euphytica 148: 17-33.

Pühler, D. (1990): Die botanischen Makroreste der römischen Zivilsiedlung in Walheim am Neckar. Dipl.-Arbeit Univ. Hohenheim.

Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtěk Jr., J., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, Štajerová, K. & Tichý, L. (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic: checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155-255.

Rauschert, S. (Hrsg.) (1977): Johannes Thal (1588): *Sylva Hercynia, sive catalogus plantarum sponte nascentium in montibus et locis vicinis hercyniae, quae respicit Saxoniam, conscriptus singulari studio*. Zentralantiquariat der Deutschen Demokratischen Republik, Leipzig: 284 S.

Rebholz, E. (1931): Von Fridingen nach Beuron. Beitr. Naturdenkmalspflege 14: 221-229.

Regel, C. (1957): Farbstoffpflanzen im Mittleren Osten I. Farbstoffpflanzen aus Transkaukasien. Materiae Vegetabiles 2: 112-122.

Richner, N.A. (2014): Changes in arable weed communities over the last 100 years. Dissertation, Universität Zürich: 179 S.

Röhling, J.C., Mertens, F.C. & Koch, W.D.J. (1823): J.C. Röhlings Deutschlands Flora. Wilmans, Frankfurt: 891 S.

Ronse, A. & Hoste, I. (2011): Botanic garden escapes' from the living collections at the Botanic Garden. The spontaneous flora of the National Botanic Garden of Belgium (Domein van Bouchout, Meise). Scripta Botanica Belgica 47: 89-111.

Rösch, M. (1985): Die Pflanzenreste der neolithischen Ufersiedlung von Hornstaad-Hörnle I am westlichen Bodensee. 1. Bericht. -Ber. z. Ufer- u. Moorsiedl. Südwestdeutschland. 2. Materialh. z. Vor- u. Frühgeschichte in Bad.-Württ. 7: 164-199.

Rösch, M. (1990): Botanische Untersuchungen an Pfahlverzügen der endneolithischen Ufersiedlung Hornstaad-Hörnle am Bodensee. Siedlungsarchäologie im Alpenvorland 2. Forsch. Ber. Vor- und Frühgesch. Bad.-Württ. 37: 325-351.

Rösch, M. (1991): Botanische Untersuchungen an hochmittelalterlichen Siedlungsgruben vom Kelterplatz in Tübingen. Archäologische Ausgrabungen in Baden-Württemberg 1990: 252-256.

Rösch, M. (1993): Pflanzenreste der Spätbronzezeit aus der Ufersiedlung Unteruhldingen-Stollenwiesen (Bodenseekreis). Platform 2: 38-55.

Rösch, M. (1994): Pflanzenreste aus einer Grube der Urnenfelderkultur in Knittlingen/Enzkreis. In: Schallmayer, E., Baumeister, D., Kokabi, M. & Rösch, M. (Hrsg.), Eine Siedlung der Urnenfelderkultur in Knittlingen/Enzkreis. Fundber. Bad. Würtem. 19: 143-176.

Roth von Schreckenstein, F. (1799): Verzeichnis sichtbar Blühender Gewächse, welche um den Ursprung der Donau und des Nekars, dann um den unteren Theil des Bodensees vorkommen. Winterthur: 50 S.

Rückert, J. (1796): Verzeichniß der inn- und ausländischen Blumen-Gewächse, welche theils im Freyen, theils in Glas- und Treibhäusern gezogen und verwahrt, und um die angemerke Preise den Liebhabern geliefert werden. Bibliotheca Regia Monacensis: 60 S.

Sauberer, N. (2001): Die Flora (Farn-und Blütenpflanzen) des Steinfeldes unter besonderer Berücksichtigung des militärischen Sperrgebietes Großmittel. Stapfia 77: 129-146.

Schinnerl, M. (1912): Ein neues deutsches Herbarium aus dem XVI. Jahrhundert. Ber. Bayer. Bot. Ges. 13: 207-254.

Schlenker, K. (1928): Pflanzenschutz im württembergischen Unterland. Veröff. Staatl. Stelle Naturschutz in Württ. 4: 100-132.

Schlüchtherle, H. (1981): Cruciferen als Nutzpflanzen in neolithischen Ufersiedlungen Südwestdeutschlands und der Schweiz. Z. Archäol. 14: 113-124.

Schmidt, J.A. (1857): Flora von Heidelberg. Mohr, Heidelberg: 395 S.

Schneider, C., Sukopp, U. & Sukopp, H. (1994): Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutzes gefährdeter Segetalpflanzen. Schr.-R. f. Vegetationskde. 26: 1-356.

Schneider, F (1880): Taschenbuch der Flora von Basel und der angrenzenden Gebiete des Jura, des Schwarzwaldes und der Vogesen. Georg, Basel: 344 S.

Schnizlein, A. & Frickinger, A. (1848): Die Vegetationsverhältnisse der Jura- und Keuperformation in den Flußgebieten von Wörnitz und Altmühl. Beck, Nördlingen.

Scholz, H. (1960): Die Veränderungen in der Ruderalflora Berlins. Ein Beitrag zur jüngsten Floengeschichte. Willdenowia 3: 379-397.

Scholz, H. (1965): Über *Lolium remotum* Schrank als Unkraut unter *Serradella (Ornithopus sativus* Brot.) Bot. Jb. 83: 419-428.

Scholz, H. (1983): *Fagopyrum tataricum* als Problempflanze. Göttinger Flor. Rundbr. 17: 164-167.

Scholz, H. (2003): Die Ackersippe der Verwechselten Trespe (*Bromus commutatus*). Botanik und Naturschutz in Hessen 16: 17-22.

Schorler, B. (1908): Über Herbarien aus dem 16. Jahrhundert. Sitzber. Abh. Naturw. Ges. Isis Dresden 2: 73-91.

Schubert, R. & Hilbig W. (1969): Verbreitungskarten mitteldeutscher Leitpflanzen. 12. Reihe. Wiss. Zeitschrift Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Math.-naturw. Reihe 18: 163-210.

Sebald, O., Seybold, S. & Philippi, G. (Hrsg.) (1990a): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil. Spezieller Teil (Pteridophyta, Spermatophyta). Ulmer, Stuttgart: 613 S.

Sebald, O., Seybold, S. & Philippi, G. (Hrsg.) (1990b): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 2. Spezieller Teil (Spermatophyta). Ulmer, Stuttgart: 442 S.

Sebald, O., Seybold, S. & Philippi, G. (Hrsg.) (1992a): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 3: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklasse Rosidae) Droseraceae bis Fabaceae. Ulmer, Stuttgart: 483 S.

Sebald, O., Seybold, S. & Philippi, G. (Hrsg.) (1992b): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 4: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklasse Rosidae) Haloragaceae bis Apiaceae. Ulmer, Stuttgart: 362 S.

Sebald, O., Seybold, S., Philippi, G. & Wörz, A. (Hrsg.) (1996a): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 5: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklasse Asteridae) Buddlejaceae bis Caprifoliaceae. Ulmer, Stuttgart: 539 S.

Sebald, O., Seybold, S., Philippi, G. & Wörz, A. (Hrsg.) (1996b): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 6: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklasse Asteridae) Valerianaceae bis Asteraceae. Ulmer, Stuttgart: 577 S.

Sebald, O., Seybold, S., Philippi, G. & Wörz, A. (Hrsg.) (1998a): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 7. Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklassen Alismatidae, Liliidae Teil 1, Commelinidae Teil 1) Butomaceae bis Poaceae. Ulmer, Stuttgart: 595 S.

Senoner, A. (1871): Aufzählung der Pflanzen, welche unter den Getreidesaaten in Belgien vorkommen. Archiv der Pharmazie 195: 180-183.

Sieben, A. & Otte, A. (1992): Nutzungsgeschichte, Vegetation und Erhaltungsmöglichkeiten einer historischen Agrarlandschaft in der südlichen Frankenalb (Landkreis Eichstätt). Selbstverl. Landkreis Eichstätt: 55 S.

Snogerup, S. & Snogerup, B. (2001): *Bupleurum* L. (Umbelliferae) in Europe: 1. The Annuals, B. sect. *Bupleurum* and Sect. *Aristata*. Willdenowia 31: 205-308.

Sobey, D.G. (1981): Biological Flora of the British Isles. *Stellaria media* (L.) Vill. J. Ecology 69: 311-335.

Soukup, J., Holec, J., Hamouz, P. & Tyšer, L. (2004): Aliens on arable land. Scientific Colloquium, Weed Science on the Go: 11-22.

Spitaler, R. & Zidorn, C. (2005): Erstnachweis von *Polycarpon tetraphyllum* in Nordtirol (Caryophyllaceae). Ber. Nat.-med. Verein Innsbruck 92: 41-43.

Stachurska-Swakoń & Bartoszek, W. (2003): Ancient settlement and distribution of some archaeophytes in the Polish Carpathians. In: Zająć, A. (Hrsg.), Phytogeographical problems of synanthropic plants. Inst. of Botany, Jagiellonian Univ.: 173-183.

Stefańska-Krzaczek, E. (2011): *Conringia orientalis* (Brassicaceae) – archeofit wymarły na Dolnym Śląsku. Acta Bot. Silesiaca, Supp. 1: 105-107.

Stika, H.-P. (1991): Die paläoethnobotanische Untersuchung der linearbandkeramischen Siedlung Hilzingen im Hegau, Kreis Konstanz. Fundber. Bad.-Württ. 16: 63-104.

Stika, H.-P. (1993): Beiträge zu Landwirtschaft, Ernährung und Umwelt in den römischen Provinzen Obergermanien und Rätien aufgrund botanischer Untersuchungen von Makroresten aus archäologischen Ausgrabungen in Baden-Württemberg. Diss. Univ. Innsbruck: 204 S.

Stika, H.-P. (1996): Römerzeitliche Pflanzenreste aus Baden-Württemberg. Beiträge zu Landwirtschaft, Ernährung und Umwelt in den römischen Provinzen Obergermanien und Rätien. Theiss, Stuttgart: 207 S.

Stolwijk, P.F. (1998): Steenkruidkers (*Lepidium ruderale*) in Twente. Nieuwsbrief Floron-FWT 18: 7-9.

Stork, I. & Rösch, M. (1993): Zum Fortgang der Untersuchungen im frühmittelalterlichen Gräberfeld, Adelshof und in der Hofgrablege bei Lauchheim, Ostalbkreis. Arch. Ausgr. Bad.-Württ. 1992 (1993): 231-243.

Stortelder, A.H.F., Schaminée, J.H.J. & Hommel, P.W.F.M. (1999): *De vegetatie van Nederland. Deel 5.* Opulus, Uppsala, Leiden: 376 S.

Sturm, J. (1834): *Deutschlands Flora in Abbildungen nach der Natur, I. Abtheilung, 15. Bändchen.* Nürnberg.

Sukopp, U. (1992): Ökologische Grundlagen des Schutzes der Roggen-Trespe (*Bromus secalinus* L.) in der Segetalflora. *Verh. Ges. Ökologie* 21: 453-455.

Svensson, R. & Wigren, M. (1992): *Skär kattost - historia och biologi i Sverige (History and biology of Malva neglecta in Sweden).* Svensk Bot. Tidskr 86: 317-328.

Terpó, A., Zahac, M. & Zajac, A. (1999): Provisional list of Hungarian archaeophytes. *Thaiszia - J. Bot* 9: 41-47.

Thellung, A. (1915): Pflanzenwanderungen unter dem Einfluss des Menschen. *Schweizerische pädagogische Zeitschrift* 25: 65-91.

Tokarska-Guzik, B., Węgrzynek, B., Urbisz, A., Urbisz, A., Nowak, T. & Bzdęga, K. (2010): Alien vascular plants in the Silesian Upland of Poland: distribution, patterns, impacts and threats. *Biodiversity: Research and Conservation* 19: 33-54.

Turner, W. (1548): *The names of herbes.* Reprint 1881, Trübner & Co., London: 134 S.

Ullmann, I. & Bannister, P. (1991): Zur Vergesellschaftung von *Atriplex rosea* L. in Europa und Neuseeland. *Tuexenia* 11: 67-72.

Uotila, P. (1978): Variation, distribution and taxonomy of *Chenopodium sueicum* and *C. album* in N Europe. *Acta Botanica Fennica* 108: 1-35.

Verloove, F. (2006): Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1-89.

Viehweger, G. & Dittrich, R. (2004): Die Samtpappel (*Abutilon theophrasti* Med.) als neues Unkraut in Sachsen. *Gesunde Pflanzen* 56: 2-10.

Von Redwitz, C. & Gerowitz, B. (2014): Welche Faktoren fördern das Auftreten von *Chenopodium album* auf norddeutschen Maisflächen? *Julius-Kühn-Archiv* 443: 165-171.

Wagenitz, G. (1954): Über die Zuverlässigkeit des Nachweises der Kornblume (*Centaurea cyanus* L.) in der Späteiszeit. *Naturwissenschaften* 40: 249.

Wattendorff, J. (1960): Über die Verbreitung der Edelkastanie im Buchen-Traubeneichen-Wald der Hohen Mark bei Haltern i. Westf. *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgemeinsch. NF* 8: 222-226.

Webb, D.A. (1985): What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* 15: 231-236.

Weeda, E.J. (1987): *Asperugo procumbens* L., een 'archaïsch' onkruid in de duinstreek. *Gorteria* 13: 176-185.

Wehke, S. & Siebler, A. (2012): Wiederfund von Acker-Spatzenzunge (*Thymelaea passerina* (L.) COSS. & GERM.) und Acker-Lichtnelke (*Silene noctiflora* L.) im Wolferskopfgebiet (Saarland). *Abh. DELATTINIA* 38: 105-120.

Weicherding, F.J. (2011): Zur Verbreitung, Ökologie und Soziologie von *Polycnemum arvense* L. (Acker-Knorpelkraut) und *Polycnemum majus* A. BRAUN (Großes Knorpelkraut) (Chenopodiaceae) im Saarland und in angrenzenden Gebieten.

Welk, E. (2001): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. Dissertation Universität Halle: 303 S.

Welk, E. (2002): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskde* 37: 337 S.

Wiethold, J. (2005): Getreideabfall aus der römischen Villenanlage von Borg, Kreis Merzig-Wadern. Landesarchäologie Saar 2009: 155-180.

Wilhalm, T. (2001): Verbreitung und Bestandesentwicklung unbeständiger und eingebürgerter Gräser in Südtirol. Gredleriana 1: 275-330.

Willdenow, C.L. (1787): Flora Berolinensis Prodromus. Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg Sonderband 1987, Berlin: 439 S.

Willerding, U. (1969): Ursprung und Entwicklung der Kulturpflanzen in vor- und frühgeschichtlicher Zeit. In: Jankuhl, H. (Hrsg.), Vor- und Frühgeschichte vom Neolithikum bis zur Völkerwanderzeit. Ulmer, Stuttgart: 188-233.

Willerding, U. (1986): Zur Geschichte der Unkräuter Mitteleuropas. In: Jankuhn, H. (Hrsg.), Göttinger Schriften zur Vor- und Frühgeschichte 22. Wachholtz, Neumünster: 382 S.

Willerding, U. (1988): Lebens- und Umweltverhältnisse der bandkeramischen Siedler von Rössing. In: Fansa, M. (Hrsg.), Vor 7000 Jahren: Die ersten Ackerbauern im Leinetal- Hildesheim: 21-34.

Wilmanns, O. & Kobel-Lamparski, A. (2008): Der Färberwaid (*Isatis tinctoria* L.) - ein Beitrag zur Vegetationsökologie und Biozönologie. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9: 459-479.

Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 765 S.

Wittig, R. (2001): Von einer selten gewordenen Dorfpflanze zur gemeinen Stadtart: Die bemerkenswerte Karriere der *Malva neglecta*. Natur Landschaft 76: 8-15.

Woch, M.W. (2012): Antropofity znaleziono w trakcie badań archeobotanicznych średniowiecznego Krakowa. Rośliny w życiu codziennym mieszkańców średniowiecznego Krakowa. In: Mueller-Bieniek, A. (Hrsg.), Plants in the daily lives of the people of medieval Kraków. Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków: 185-209.

Wohlgemuth, J.O. & Kaiser, T. (2008): Die Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris* L.) im Raum Celle – Biotopbindung und Verbreitungsbild eines Neophyten. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9: 491-497.

Zech-Matterne, V. & Leconte, L. (2010): New archaeobotanical finds of *Isatis tinctoria* L. (woad) from Iron Age Gaul and a discussion of the importance of woad in ancient time. Veget. Hist. Archaeobot. 19: 137-142.

Zimmermann, F. (1907): Die Adventiv- und Ruderalflora von Mannheim, Ludwigshafen und der Pfalz nebst den selteneren einheimischen Blütenpflanzen und den Gefäßkryptogamen. Haas, Mannheim: 171 S.

## Moose

Bekking, M. (2016): De eerste vondst van gestekeld blaasjesmos (*Sphaerocarpos michelii*) in Noord-Brabant. Buxbaumia 105: 4-5.

Berg, C. & Dengler, J. (2005): Moose und Flechten als diagnostische Arten von Pflanzengesellschaften - eine Übersicht aus Mecklenburg-Vorpommern. Herzogia 18: 145-161.

Bergamini, A., Ungricht, S. & Hofmann, H. (2009): An elevational shift of cryophilous bryophytes in the last century – an effect of climate warming? Diversity Distrib. 15: 871-879.

Bisang, I. & Urmi, E. (2006): *Anthoceros punctatus* L. im Tessin und seine Unterscheidung von *Anthoceros agrestis* Paton. Meylania 37:14-16.

Bisang, I., Bergamini, A. & Lienhard, L. (2009): Environmental-friendly farming in Switzerland is not hornwort-friendly. Biological Conservation 142: 2104-2113.

Blockeel, T.L. & Lara, F. (2015): A herbarium record of *Orthotrichum alpestre* Hornsch. ex Bruch & Schimp. in Scotland: new to Britain. *Journal of Bryology* 37: 244-247.

Blockeel, T.L., Rothero, G.P. & Long, D.G. (2009): *Tortula inermis* and *Schistidium helveticum*, two mosses from Scotland, new to the British Isles. *Journal of Bryology* 31: 174-179.

BLWG, Bryologische en Lichenologische Werkgroep (2022a): *Anthoceros agrestis*. In: NDFF Verspreidingsatlas korstmossen. <https://www.verspreidingsatlas.nl/3303#> (Gesehen am: 27.11.2022)

BLWG, Bryologische en Lichenologische Werkgroep (2022b): *Grimmia crinita*. In: NDFF Verspreidingsatlas korstmossen. <https://www.verspreidingsatlas.nl/2755> (Gesehen am: 27.11.2022)

BLWG, Bryologische en Lichenologische Werkgroep (2022c): *Sphaerocarpos michelii*. In: NDFF Verspreidingsatlas korstmossen. <https://www.verspreidingsatlas.nl/3488#> (Gesehen am: 27.11.2022)

Brockmüller, H. (1870): Die Laubmose Mecklenburgs. *Arch. Ver. Freunde Naturgesch. Mecklenburg* 23: 1-170.

De Bruijn, J. (2012): Kleibewonende mossen in het Poldergebied – Notities uit het veld. *Buxbaumiella* 94: 18-32.

Dierßen, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. *Bryophytorum Bibliotheca* 56: 1-289.

Discover Life (2021): <http://www.discoverlife.org> (Gesehen am: 11.10.2021)

Düll, R. (1994): Deutschlands Moose. 3. Teil. Orthotrichales: Hedwigiaceae – Hypnobryales: Hypnaceae. IDH-Verlag, Bad Münstereifel: 256 S.

Düll, R. & Meinunger, L. (1989): Deutschlands Moose. 1. Teil. IDH-Verlag, Bad Münstereifel: 368 S.

Frahm, J.-P. (2008a): Neue bemerkenswerte Moosfunde aus den Vogesen. *Archive for Bryology* 34: 1-7.

Frahm, J.-P. (2008b): Diversity, dispersal and biogeography of bryophytes. *Biodivers. Conserv.* 17: 277-284.

Frahm, J.-P. (2011): Illustrierter Schlüssel für die thallösen Lebermose Deutschlands. *Archive for Bryology* 2: 1-38.

Frahm, J.-P. (2012): The phytogeography of European bryophytes. *Botanica Serbica* 36: 23-26.

Frahm, J.-P. (2013): Guide to Bryological hot spots in Europe 6. Ticino in Switzerland. *Archive for Bryology* 194: 1-9.

Frahm, J.-P. & Frey, W. (2004): Moosflora. Ulmer, Stuttgart: 538 S.

Frey, W., Frahm, J.-P., Fischer, E. & Lobar, W. (1995): Die Moos- und Farnpflanzen Europas. Fischer, Stuttgart: 426 S.

Frey, W., Frahm, J.-P., Fischer, E. & Lobar, W. & Blockeel, T.L. (Hrsg.) (2006): The liverworts, mosses and ferns of Europe. Harley Books, Colchester: 512 S.

Futschig, J. (1968): Einige für Hessen neue Laubmose. *Jber. Wetterau. Ges. Naturkunde* 119-120: 15-22.

Gams, H. (1927): Von den Follatères zur Dent de Morcles. *Beitr. Geobot. Landesaufnahme* 15: 1-760.

Gendo, A. (2013): Diversität und Verbreitung der Moose von Niederösterreich in historischen Arbeiten und Belegen. Magisterarbeit, Universität Wien: 179 S.

Gradstein, S.R. (2016): Amphitropical disjunctive species in the complex thalloid liverworts (Marchantiidae). *J. Bryology*. DOI 10.1080/03736687.2016.118966.

Greven, H.C. (2011): Ecologie en verspreiding van *Grimmia crinita*. *Buxbaumiella* 88: 18-22.

Greven, H.C. (1992a): Changes in the moss flora of The Netherlands. *Biological Conservation* 59: 133-137.

Greven, H.C. (1992b): Mossen op bunkers II. *De Levende Natuur* 93: 193-197.

Grimme, A. (1936): Die Torf- und Laubmose des Hessischen Berglandes. *Feddes Repert. Beih.* 92: 1-135.

Grünberg, H., Eckstein, J., Marsteller, R., Meinunger, I., Preussing, M., Rettig, J., Schön, M., Schröder, W., Thiel, H. & Hentschel, J. (2014): Bemerkenswerte Moosfunde in Thüringen und Nordbayern. *Haussknechtia* 13: 13-44.

Hill, M. (2009): Rare and interesting. *FieldBryology* 99: 55-59.

Hill, M.O. & Preston, C.D. (1998): The geographical relationships of British and Irish bryophytes. *J. Bryology*, 20: 127-226.

Hill, M.O., Preston, C.D., Bosanquet, S.D.S. & Roy, D.B. (2007): BRYOATT. Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts with information on native status, size, life form, life history, geography and habitat. NERC Centre for Ecology and Hydrology and Countryside Council for Wales, Norwich: 88 S.

Jack, J.B. (1870): Die Lebermoose Badens. *Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg Breisgau* 5: 1-92.

Jäger, U. (2013): Lebensraumtyp 8210 Kalkfelsen mit Felsspaltenvegetation. Lebensraumtypen (LRT) nach Anhang I der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt: 180-183.

Krisai, R. (2011): Die Moosflora des Oberen Innviertels (Oberösterreich). *STAPFIA* 95: 55-75.

Litschauer, V. (1903): Beitrag zur Kenntnis der Moosflora Tirols. *Plant Systematics and Evolution* 53: 370-376.

Ludwig, G., Düll, R. Philippi, G., Ahrens, M., Caspari, S., Koperski, M., Lütt, S., Schulz, F. & Schwab, G. (1996): Rote Liste der Moose (Anthocerotophyta et Bryophyta) Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskde.* 28: 189-306.

Ludwig, G., Düll, R. Philippi, G., Ahrens, M., Caspari, S., Koperski, M., Lütt, S., Schulz, F. & Schwab, G. (1996): Rote Liste der Moose (Anthocerotophyta et Bryophyta) Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskde.* 28: 189-306.

Meerts, P. & Sotiaux, A. (2001): *Sphaerocarpos michelii*, *Sphaerocarpos texanus* et *Tortula lanceolata* (Bryophyta), retrouvés à Bruxelles. *Dumortiera* 78: 28-29.

Meinunger, L. & Schröder, W. (2007a): *Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 1.* Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg: 636 S.

Meinunger, L. & Schröder, W. (2007b): *Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 2.* Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg: 700 S.

Meinunger, L. & Schröder, W. (2007c): *Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 3.* Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg: 709 S.

Melick, H.M.H. van & Weeda, E.J. (1999) Hauwmossen (Anthocerotae) in Zuidoost-Brabant. *Stratiotes* 19: 66-82.

Milde, J. (1869): *Bryologia Silesiaca. Laubmoos-Flora von Nord- und Mittel-Deutschland, unter besonderer Berücksichtigung Schlesiens und mit Hinzunahme der Floren von Jütland, Holland, der Rheinpfalz, von Baden, Franken, Böhmen, Mähren und der Umgebung von München.* Leipzig: 410 S.

Nebel, M. & Philippi, G. (Hrsg.) (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. Ulmer, Stuttgart: 521 S.

Nebel, M. & Philippi, G. (Hrsg.) (2001): Die Moose Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart: 529 S.

Nebel, M. & Philippi, G. (Hrsg.) (2005): Die Moose Baden-Württembergs. Band 3. Ulmer, Stuttgart: 487 S.

Oesau, A. (2011): Zur Moosflora des Trollbachtals bei Münster-Sarmsheim (Rheinland-Pfalz). Archive for Bryology 114: 1-15.

Özenoğlu Kiremit, H., Sukatar, A. & Gökler, I. (2007): Studies on the hornworts and liverworts flora of Antalya. Turk. J. Bot. 31: 529-537.

Papp, B., Ódur, P. & Erzberger, P. (2000): Preliminary data about the present Hungarian local populations of rare European bryophytes. Studia Bot. Hung. 30-31: 95-111.

Paton, J.A. (1999): The liverwort flora of the British Isles. Harley Books, Colchester: 626 S.

Polizzi, M.D. & R. Giudice, R. (2002): Ecology and biogeography of *Sphaerocarpos texanus* Austin (Hepaticae): first record from Sicily. Webbia 57: 245-250.

Priemetzhofer, F. & Berger, F. (2001): Flechten in Pflasterritzen – ein bemerkenswerter, mit Füßen getretener Sonderstandort. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 10: 355-369.

Punz, W., Engenhardt, M. & Schinninger, R. (1986): Zur Vegetation einer Eisenerzschlackenhalde bei Leoben/Donawitz. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 116: 205-210.

Rabenhorst, L. (1863): Kryptogamenflora von Sachsen, der Ober-Lausitz, Thüringen und Nordböhmen, mit Berücksichtigung der benachbarten Länder. Erste Abtheilung. Algen im weitesten Sinne, Leber- und Laubmose. Kummer, Leipzig: 653 S.

Reimers, H. (1937): Revision des europäischen *Sphaerocarpus*-Materials im Berliner Herbar. Hedwigia 76: 153-164.

Risse, S. (1987): *Phaeoceros carolinianus* (Michx.) Prosk. in Nordrhein-Westfalen. Natur u. Heimat 47: 121-129.

Ros, R.M., Mazimpaka, V., Abou-Salama, U., Aleffi, M., Blockeel, T.L., Brugués, M., Cano, M.J., Cros, R.M., Dia, M.G., Dirkse, G.M., El Saadawi, W., Erdağ, A., Ganeva, A., González-Mancebo, J.M., Herrnstadt, I., Khalil, K., Kürschner, H., Lanfranco, E., Losada-Lima, A., Refai, M.S., Rodríguez-Nuñez, S., Saboljjević, M., Sérgio, C., Shabbara, H., Sim-Sim, M. & Söderström, L. (2007): Hepaticae and Anthocerotes of the Mediterranean, an annotated checklist. Cryptogamie Bryologie 28: 351-437.

Schnyder, N. (2003): Neufund von *Sphaerocarpos texanus* Aust. in der Schweiz. Meylania 26: 18-19.

Siebel, H., Bijlsma, R.-J. & Sparrius, L. (2013): Basisrapport voor de Rode Lijst Mossen 2012. BLWG-Rapport 14: 98 S.

Söderström, L., Urmi, E. & Váña, J. (2002): Distribution of Hepaticae and Anthocerotae in Europe and Macaronesia. Lindbergia 27: 3-47.

Sotiaux, A., Stieperaere, H. & Vanderpoorten, A. (2007): Bryophyte checklist and European Red List of the Brussels-capital region, Flanders and Wallonia (Belgium). Belg. J. Bot 140: 174-196.

Frahm, J. P., Quandt, D., & Solga, A. (2000): Neufunde von *Targionia hypophylla* an der Mosel. Bryologische Rundbriefe 33: 5-6.

Stieperaere, H., Arts, T. & De Bock, P. (1988): *Sphaerocarpos michelii* Bellardi in Belgium, with some remarks on the diagnostic value of spore diameter and ornamentation. Bull. Soc. Roy. Bot. Belg. 121: 12-17.

Untereiner, A. (2011): Une nouvelle localité, la plus haute en Alsace, d'une mousse "thermophile": *Rhynchostegium rotundifolium*. Archive for Bryology 87: 1-4.

Van Dijk, J., Langbroek, W. & Kortselius, M.J.H. (2015): Over het onverwachte verschijnen van gestekeld blaasjesmos (*Sphaerocarpos michelii*) op campings. Buxbaumiella 103: 32-38.

Walther, A. & Molendo, L. (1868): Die Laubmoose Oberfrankens. Engelmann, Leipzig: 279 S.

Weeda, E.J. (2008): Mosvondsten in de duinen: wapenfeiten uit twee eeuwen. Buxbaumiella 81: 22-33.

Weeda, E.J. (2006): De Zeepeduinen op Schouwen. PKN Exkursieverslagen 2006: 60-69.

Werner, J. (2006): *Zygodon dentatus* (Limpr.) Kartt. au Luxembourg et quelques autres bryophytes nouvelles ou remarquables observées en 2004 (19e série d'observations). Bull. Soc. Nat. luxemb. 106: 33-38.

Zechmeister, H., Hagel, H., Gendo, A., Osvaldik, V., Patek, M., Prinz, M., Schröck, C. & Köckinger, H. (2013): Rote Liste der Moose Niederösterreichs. Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum 24: 7-126.

## Wirbeltiere

Anderson, T.R. (2006): Biology of the ubiquitous house sparrow. From genes to populations. Oxford University Press: 547 S.

Bäthe, R. (1998): Der Steinsperling, *Petronia petronia* (L.), in Thüringen. Dokumentation über eine in Mitteleuropa ausgestorbene Vogelart. Thüring. Ornithol. Mitt. 48: 16-37.

Bauer, H.G. & Woog, F. (2008): Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. Vogelwarte 46: 157-194.

Bauer, H.G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 1: Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. 2. Auflage. Aula-Verlag, Wiebelsheim: 808 S.

Becker, K. (1978): *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) - Wanderratte. In: Niethammer, G. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. Aula-Verlag, Wiesbaden: 401-420.

Borkenhagen, P. (2011): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum: 664 S.

Freyhof, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Naturschutz und Biol. Vielfalt 70 (1): 291-316.

Freyhof, J., Bowler, D., Broghammer, T., Friedrichs-Manthey, M., Heinze, S. & Wolter, C. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands. Naturschutz und Biol. Vielfalt 170 (6): 63 S.

Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.

Hertweck, K. (2009): Damhirsch *Dama dama* (Linnaeus, 1758). In: Hauer, S., Ansorge, H. & Zöphel, U. (Hrsg.), Atlas der Säugetiere Sachsens. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden: 320-323.

Hölzinger, J. (2001): *Columba livia* forma *domestica* Gmelin, 1789 Straßentaube. In: Hölzinger, J. & Mahler, U. (Hrsg.), Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.3: Nicht-Singvögel 3. Ulmer, Stuttgart: 16-24.

Jessen, H. (1988): Wild und Jagd in Schleswig-Holstein. H. Möller Söhne, Rendsburg: 328 S.

Leuner, E., Klein, M., Bohl, E., Jungbluth, J.H., Gerber, J. & Groh, K. (2000): Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns – Fische, Krebse, Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, RB-Nr. 08/00/78: 212 S.

Linderoth, P. (2005): Damhirsch *Dama dama* (Linnaeus, 1758). In: Braun, M. & Dieterlen, F. (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 2: Ulmer, Stuttgart: 575-587.

Long, J.L. (2003): Introduced mammals of the world. CABI Publishing: 612 S.

Mayhof, H. (1915): An Niststätten des deutschen Steinsperlings (*Petronia petronia petronia* (L.)). Verh. Ornithol. Gesell. Bayern 12: 109-118.

Meinig, H., Boye, P. & Hutterer, R. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Naturschutz und Biol. Vielfalt 70 (1): 115-153.

Meinig, H., Boye, P., Dähne, M., Hutterer, R. & Lang, J. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Naturschutz und Biol. Vielfalt 170 (2): 73 S.

Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.) (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. BfN-Skripten 409: 222 S.

Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.

Reichstein, H. (1978): *Mus musculus* Linnaeus, 1758 - Hausmaus. In: Niethammer, G. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. AULA-Verlag, Wiesbaden: 421-451.

Ryslavy, T., Bauer, H.-G., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P. & Sudfeldt, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. Berichte zum Vogelschutz 57: 13-112.

Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. Naturschutz und Biol. Vielfalt 70 (1): 159-227.

## Wirbellose Tiere

Andersen, K.T. (1938): Der Kornkäfer (*Calandra granaria* L.). Biologie und Bekämpfung. Monogr. angew. Entomol. 13: 1-108.

AraGes (2021): Arachnologische Gesellschaft. Atlas der Spinnentiere Europas. Version 1.120.3. <https://atlas.arages.de/species/1378> (Gesehen am: 05.01.2022)

Balvín, O. & Bartoňíčka, T. (2014): Cimicids and bat hosts in the Czech and Slovak Republics: ecology and distribution. Vespertilio 17: 23-36.

Balvín, O., Munclinger, P., Kratochvíl, L. & Vilímová, J. (2012): Mitochondrial DNA and morphology show independent evolutionary histories of bedbug *Cimex lectularius* (Heteroptera: Cimicidae) on bats and humans. Parasitol. Res. 111: 457-469.

Bauer, H.-G., Boschert, M., Förschler, M., Hötzinger, J., Kramer, M. & Mahler, U. (2016): Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 241 S.

Beenen, R. & Roques, A. (2010): Leaf and seed beetles (Coleoptera, Chrysomelidae) Chapter 8.3. BioRisk 4(1): 267-292.

Beier, M. (1967): Schaben. Die Neue Brehm Bücherei 379. Ziemsen, Wittenberg: 38 S.

Booth, W., Balvín, O., Vargo, E.L., Vilímová, J. & Schal, C. (2015): Host association drives genetic divergence in the bed bug, *Cimex lectularius*. Mol. Ecol. 24(5): 980-992.

Büchner, S. & Wolf, G. (1997): Der Kornkäfer – *Sitophilus granarius* (Linné) – aus einer Bandkeramischen Grube bei Göttingen. Archäol. Korrespond. 27: 211-220.

CABI, CAB International (2012): <http://www.cabi.org/isc/datasheet/37988> (Gesehen am: 21.02.2022)

Christian, E. (2002): Die primär flügellosen “Urinsekten” (Apterygota). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (Hrsg.), *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien: 301-304.

Cross, M.E., Bradley, C.R., Cross, T.F., Culloty, S., Lynch, S., McGinnity, P., O’Riordan, R.M., Vartia, S. & Prodohl, P.A. (2016): Genetic evidence supports recolonisation by *Mya arenaria* (L.) of Western Europe from North America. Mar. Ecol. Prog. Ser. 549: 99-112.

CSF, Cockroach Species File (2022a):  
<http://cockroach.speciesfile.org/Common/basic/Taxa.aspx?TaxonNameID=1178570> (Gesehen am: 21.02.2022)

CSF, Cockroach Species File (2022b):  
<http://cockroach.speciesfile.org/Common/basic/Taxa.aspx?TaxonNameID=1174627> (Gesehen am: 21.02.2022)

Dabert, M., Daberta, J. & Siudab, K. (1999): Species validity of the soft-tick *Argas polonicus* (Acari: Argasidae) based on 16S rDNA sequence analysis. In: Bruin, J., van der Geest L.P.S. & Sabelis, M.W. (Hrsg.), *Ecology and Evolution of the Acari*. Kluwer, Amsterdam: 667-671.

Dautel, H., Kahl, O. & Knülle, W. (1991): The soft tick *Argas reflexus* in urban environments and its medical significance in Berlin (West). J. Appl. Entomol. 111: 380-390.

Dautel, H., Scheurer, S. & Kahl, O. (1999): The pigeon tick (*Argas reflexus*): its biology, ecology, and epidemiological aspects. Zentralbl. Bakteriol. 289: 745-753.

Decker, P. & Hannig, K. (2011): Checkliste der Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) Nordrhein-Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturkde. 73: 3-48.

Decker, P., Reip, H. & Voigtländer, K. (2014): Millipedes and centipedes in German greenhouses (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda). Biodiversity Data Journal 2: e1066.

Decker, P., Voigtländer, K., Spelda, J., Reip, H.S. & Lindner, E.N. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Hundertfüßer (Myriapoda: Chilopoda) Deutschlands. Naturschutz und Biol. Vielfalt 70 (4): 327-346.

Denux, O. & Zagatti, P. (2010): Coleoptera families other than Cerambycidae, Curculionidae sensu lato, Chrysomelidae sensu lato and Coccinellidae Chapter 8.5. BioRisk 4(1): 315-406.

Ellwanger, G., Raths, U., Benz, A., Runge, S., Ackermann, W. & Sachteleben, J. (2020): Der nationale Bericht 2019 zur FFH-Richtlinie. Ergebnisse und Bewertung der Erhaltungszustände. Teil 2 – Die Arten der Anhänge II, IV und V. BfN-Skripten 584: 419 S.

Falkner, G. (1997): Weitere Molluskenfunde aus dem römischen Rottweil (Arae Flaviae). Das Material der Grabungen Hochmauren 1968, 1980-1982 und Steinwandel 1979. Beitr. z. Archäozool. II. Prähist. Anthropol. I: 90-100.

Fauna Europaea (2022a): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/3b39f025-0b4a-4de9-8e32-6fed6a58576c](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/3b39f025-0b4a-4de9-8e32-6fed6a58576c) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022b): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/cc6ddd5c-7afb-4020-8404-aaa3ac9a46e4](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/cc6ddd5c-7afb-4020-8404-aaa3ac9a46e4) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022c): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/1187a00f-88e3-4356-bbec-f0f6ef65ef5c](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/1187a00f-88e3-4356-bbec-f0f6ef65ef5c) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022d): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/85ba3d3c-0b20-481d-8b95-67af8fb2465b](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/85ba3d3c-0b20-481d-8b95-67af8fb2465b) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022e): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/c1ee4f7d-5a75-4d40-922a-e525731190e1](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/c1ee4f7d-5a75-4d40-922a-e525731190e1) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022f): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/b6f4df6a-a95d-4ad1-a261-df8a2bb07283](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/b6f4df6a-a95d-4ad1-a261-df8a2bb07283) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022g): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/5feaf268-9aac-4cef-bd25-4be116b68306](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/5feaf268-9aac-4cef-bd25-4be116b68306) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022h): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/5d029f8d-dcd0-448f-b94a-7ec149b9e725](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/5d029f8d-dcd0-448f-b94a-7ec149b9e725) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022i): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/26c10f73-0995-44b1-9dc3-792110f19fd0](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/26c10f73-0995-44b1-9dc3-792110f19fd0) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022j): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/16cce73-5719-42c3-8905-dfdcd8f8f16e](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/16cce73-5719-42c3-8905-dfdcd8f8f16e) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022k): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/387306a2-2dfa-4aed-8855-f3f79c13a2e0](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/387306a2-2dfa-4aed-8855-f3f79c13a2e0) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fauna Europaea (2022l): [https://fauna-eu.org/cdm\\_dataportal/taxon/85540773-3274-469d-bb8a-45a82e3bc90f](https://fauna-eu.org/cdm_dataportal/taxon/85540773-3274-469d-bb8a-45a82e3bc90f) (Gesehen am: 15.03.2022)

Fink, M. (2016): Erstnachweis des Kammfischchens *Ctenolepisma lineata* Fabricius, 1775 (Zygentoma: Lepismatidae) für Südtirol. *Gredleriana* 16: 167-172.

Frank, R., Kuhn, T., Mehlhorn, H., Rueckert, S., Pham, D. & Klimpel, S. (2013): Parasites of wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from an urban area in Germany, in relation to worldwide results. *Parasitol. Res.* 112: 4255-4266.

Garms, M. (2004): Untersuchungen zur Parasitenfauna der Ringeltaube (*Columba palumbus* Linnaeus, 1758) aus unterschiedlichen Regionen Niedersachsens. Dissertation Univ. Hannover: 121 S.

Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. *UBA Texte* 25/02: 173 S.

Grob, M., Dorn, K. & Lautenschläger, S. (1998): Getreidekrätze. Eine kleine Epidemie durch Pyemotes spezies. *Hautarzt* 49: 838-843.

Gustafsson, D.R., DiBlasi, E., Olsson, U., Najar, T., Sychra, O. & Bush, S.E. (2018): Checklist and key to the lice (Insecta: Phthiraptera) of Sweden. *Entomol. Tidskr.* 139: 205-394.

Haag-Wackernagel, D. (2008): Gesundheitsgefährdungen durch die Straßentaube *Columba livia*: Parasiten. *Amtsärztl. Dienst Lebensmittelkontrolle* 15: 174-188.

Harbeck, M., Seifert, L., Hänsch, S., Wagner, D.M., Birdsell, D., Parise, K.L., Wiechmann, I., Gruppe, G., Thomas, A., Keim, P., Zöller, P., Bramanti, B., Riehm, J.M. & Scholz, H.C. (2013): *Yersinia pestis* DNA from skeletal remains from the 6th century AD reveals insights into Justinianic Plague. *PLoS Pathog* 9(5): e1003349.

Harz, K. (1957): Die Gerafflügler Mitteleuropas. G. Fischer, Jena: 494 S.

Harz, K. (1960): Gerafflügler oder Orthopteren: (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera). In: Dahl, F. (Hrsg.), *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile*, 46. Teil. G. Fischer, Jena: 232 S.

Havinga, B. (1929): Krebse und Weichtiere. In: Lübbert, H. & Ehrenbaum, E. (Hrsg.), *Handbuch der Seefischerei Nordeuropas*, Band III, Heft 2. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 147 S.

Hessland, I. (1945): On the quaternary Mya Period in Europe. *Ark. Zool. (Stockholm)*, 37 A (8): 1-51, Taf. 1.

Hochkirch, A. & Klugkist, H. (1998): Die Heuschrecken des Landes Bremen – Ihre Verbreitung, Habitate und ihr Schutz (Orthoptera: Saltatoria). *Abh. Naturwiss. Ver. Bremen* 44: 3-73.

Hölzinger, J. (2001): *Columba livia forma domestica* Gmelin, 1789 Straßentaube. In: Hölzinger, J. & Mahler, U. (Hrsg.), *Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.3: Nicht-Singvögel 3.* Ulmer, Stuttgart: 16-24.

Janetschek, H. (1949): Über einige bemerkenswerte Insekten Nordtirols. *Tiroler Heimatblätter* 24: 197-203.

Jungbluth, J.H. & Knorre, D. von (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (3): 647-708.

Kaetzke, P., Niedermeier, J. & Masseti, M. (2003): *Oryctolagus cuniculus* (Linné, 1758) - Europäisches Wildkaninchen. In: Krapp, F. (Hrsg.), *Handbuch der Säugetiere Europas.* Aula-Verlag, Wiesbaden: 187-289.

Keler, S. v. (1963): Läuslinge, Federlinge und Haarlinge – Mallophaga. In: Brohmer, P., Ehrmann, P. & Ulmer, G. (Hrsg.), *Die Tierwelt Mitteleuropas, Band IV, Heft VIIb. Quelle & Meyer, Leipzig:* 31 S.

Kenis, M. & Roques, A. (2010): Lice and Fleas (Phthiraptera and Siphonaptera). Chapter 13.4. In: Roques, A. et al. (Hrsg.), *Alien terrestrial arthropods of Europe.* BioRisk 4 (2): 833-849.

Kinzelbach, B. & Kinzelbach, R. (1968): Neue Oberrheinische Funde von *Ctenolepisma lineatum* var. *piliferum* Lucas 1842 (Thysanura, Lepismatidae). *Mainzer Naturw. Arch.* 7: 126-130.

Klausnitzer, B. (1993): Freilandvorkommen von *Lepisma saccharina* L. (Zygentoma) bei Meißen (Sachsen). *Ent. Nachr. Ber.* 37: 140.

Klausnitzer, B. (1998): Historische Heuschreckenfunde (Ensifera, Caelifera) aus dem Plauenschen Grund in Dresden. *Ent. Nachr. Ber.* 42: 170-172.

Koch, K. (1971): Zur Untersuchung subfossiler Käferreste aus römerzeitlichen und mittelalterlichen Ausgrabungen im Rheinland. *Rheinische Ausgrabungen* 10: 373-448.

Köhler, F. (2011): 2. Nachtrag zum „Verzeichnis der Käfer Deutschlands“ (Köhler & Klausnitzer 1998) (Coleoptera). *Entomol. Nachr. Ber.* 55: 109-174, 247-254.

Köhler, F. & Klausnitzer, B. (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. *Entomol. Nachr. Ber., Beiheft 4:* 1-185.

Köhler, G. & Bohn, H. (2011): Rote Liste der Wildschaben und Gesamtartenliste der Schaben (Blattoptera) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (3): 609-625.

Köhler, G. & Renker, C. (2005): Schaben (Insecta: Blattoptera) in Thüringen – eine faunistische Zusammenschau. *Thür. Faun. Abh.* 10: 103-136.

Kolbe, H.J. (1889): Einwanderung und Verbreitung des *Niptus hololeucus* Fald. in Europa. *Entomologische Nachrichten* 15: 3-7.

Komposch, C. (2002): Spinnentiere: Spinnen, Webspinnen, Pseudoskorpione, Skorpione (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Scorpiones). In: Essl, F & Rabitsch, W. (Hrsg.), *Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien:* 250-262.

Komposch, C. (2016): Webspinnen (Arachnida: Opiliones). In: Frank, D. & Schnitter, P. (Hrsg.), *Pflanzen und Tiere in Sachsen-Anhalt. Ein Kompendium der Biodiversität. Natur+Text, Rangsdorf:* 599-605.

Korabek, O., Petrusek, A. & Jurickova, L. (2018): Glacial refugia and postglacial spread of an iconic large European land snail *Helix pomatia* (Pulmonata: Helicidae). *Biol. J. Linn. Soc.* 123: 218-234.

Kühl, H. (1950): Studien über die Sandklaffmuschel *Mya arenaria*. *Arch. Fischereiwiss.* 2: 25-39.

Kutzscher, C. & Striese, D. (2003): Verzeichnis der Flöhe (Siphonaptera) Deutschlands. *Entomofauna Germanica* 6: 292-298.

LGA-BW, Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg (2009): Hausgrille oder Heimchen - Information. Stuttgart: 2 S.

Lindner, E.N. (2007): Einige Anmerkungen zum Vorkommen von *Stigmatogaster subterraneus* (Shaw, 1789) und *Henia vesuviana* (Newport, 1845) (Chilopoda: Geophilida) in Deutschland sowie Überblick über deren Verbreitung in Europa. *Schubartiana* 2: 49-56.

Maas, S., Detzel, P. & Staudt, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 401 S.

Maas, S., Detzel, P. & Staudt, A. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria). *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (3): 577-606.

Martens, J. (1978): Die Tierwelt Deutschlands. 64. Teil, Webspinnen, Opiliones. G. Fischer, Jena: 464 S.

Martens, J. (2021): Vier Dekaden Webspinnsforschung. *Arachnol. Mitt.* 62: 35-60.

Mertins, J.W., Mortenson, J.A., Bernatowicz, J.A. & Hall, P.B. (2011): *Bovicola tibialis* (Phthiraptera: Trichodectidae): Occurrence of an exotic chewing louse on cervids in North America. *J. Med. Entomol.* 48: 1-12.

Mey, E. (2003): Verzeichnis der Tierläuse (Phthiraptera) Deutschlands. *Entomofauna Germanica* 6: 72-129.

Muster, C., Blick, T. & Schönhöfer, A. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Webspinnen (Arachnida: Opiliones) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (4): 513-536.

Muster, C., Meyer, M. & Sattler, T. (2014): Spatial arrangement overrules environmental factors to structure native and non-native assemblages of synanthropic harvestmen. *PLoS ONE* 9(3): e90474.

Navajas, M., Migeon, A., Estrada-Peña, A. et al. (2010): Mites and ticks (Acari), Chapter 7.4. In: Roques, A. et al. (Hrsg.), *Arthropod invasions in Europe*. BioRisk 4: 149-192.

Nehring, S. & Rabitsch, W. (2015): Artenliste der Archäozoa (Wirbeltiere) in Deutschland. In: Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.), *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere*. BfN-Skripten 409: 146-150.

Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.) (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. BfN-Skripten 409: 222 S.

Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.

Palissa, A. (1965): Insekten 1. Teil, Apterygota. In: Brohmer, P., Ehrmann, P. & Ulmer, G. (Hrsg.), *Die Tierwelt Mitteleuropas*, Band IV, Lief. 1a. Quelle & Meyer, Leipzig: 407 S.

Petersen, K.S., Rasmussen, K.L., Heinemeier, J. & Rud, N. (1992): Clams before Columbus? *Nature* 359: 679.

Plarre, R. (2010): An attempt to reconstruct the natural and cultural history of the granary weevil, *Sitophilus granarius* (Coleoptera: Curculionidae). *Eur. J. Entomol.* 107: 1-11.

Pospischil, R. (2004): Schaben – Blattodea. Ein Beispiel für die Einschleppung und Einbürgerung von Insekten in Europa. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 14: 93-100.

Rabitsch, W. & Nehring, S. (Hrsg.) (2017): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere. BfN-Skripten 458: 220 S.

Rabitsch, W. & Nehring, S. (2022): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische Wirbellose Tiere - Teil 1: Non-Insecta. BfN-Skripten 626: 177 S.

Rabitsch, W. & Nehring, S. (2023): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung für in Deutschland wild lebende gebietsfremde terrestrische Wirbellose Tiere - Teil 2: Insecta (Band 1). BfN-Skripten 671: 243 S.

Rehn, J.A. (1945): Man's uninvited fellow traveler - the cockroach. *The Scientific Monthly* 61: 265-276.

Reinhardt, K. & Siva-Jothy, M. (2007): Biology of the Bed Bugs (Cimicidae). *Annu. Rev. Entomol.* 52: 351-374.

Rem, R. & Złotorzycka, J. (1976): Zur Lebensweise des blassen Haustaubenfederlings *Bonomiella columbae*. *Angew. Parasitol.* 17: 215-217.

Renker, C. & Reder, G. (2014): Neue Fundorte von „Urinsekten“ in Rheinland-Pfalz. *Mainzer Naturw. Arch.* 51: 283-287.

Renker, C., Weitmann, G. & Kinzelbach, R. (2008): Aktueller Kenntnisstand zur Verbreitung des Kammfischchens – *Ctenolepisma lineata* (Fabricius, 1775) in Deutschland. *Mainzer Naturw. Arch.* 46: 263-268.

Rheinheimer, J. & Hassler, M. (2013): Die Rüsselkäfer Baden-Württembergs. 2. Aufl., verlag regionalkultur, Heidelberg: 944 S.

Ribbeck, R. (1972): DDR-Erstnachweis der Haustauben-Mallophage *Bonomiella columbae*. *Angew. Parasitol.* 13: 129-133.

Rósza, L. (1990): The ectoparasite fauna of feral pigeon populations in Hungary. *Parasitol. Hung.* 23: 115-119.

Rothschild, N.C. (1906): Note on the species of fleas found upon rats, 'Mus ratus' and 'Mus decumanus', in different parts of the worlds, and on some variations in the proportion of each species in different localities. *J. Hyg.* 6: 483-485.

Roug, A., Swift, P., Puschner, B., Gerstenberg, G., Mertins, J.W., Kreuder Johnson, C., Torres, S., Mortensen, J. & Woods, L. (2016): Exotic pediculosis and hair-loss syndrome in deer (*Odocoileus hemionus*) populations in California. *J. Vet. Diagn. Invest.* 28: 399-407.

Rubel, F., Brugger, K., Chitimia-Dobler, L. et al. (2021): Atlas of ticks (Acari: Argasidae, Ixodidae) in Germany. *Ex-perimental and Applied Acarology* 84: 183-214.

Schmidl, J., Bense, U., Bussler, H., Fuchs, H., Lange, F. & Müller, G. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der „Teredilia“ und Heteromera (Coleoptera: Bostrichoidea: Lyctidae, Bostrichidae, Anobiidae, Ptinidae; Tenebrionidea) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (5): 165-186.

Schmidt, E. (1998): Der Kornkäfer *Sitophilus granarius* Schoen. Curculionidae aus der Schuttschicht des bandkeramischen Brunnens von Erkelenz-Kückhoven. Materialien zur Bodendenkmalpflege 11: 261-269.

Schmidt, E. (2012a): Käferreste aus dem Sarg der Editha: Schädlinge aus der Grablege von 946 und Laufkäfer aus der Umbettung von 1510. *Archäologie in Sachsen-Anhalt*, Sonderband 18: 207-244.

Schmidt, E. (2012b): Vorratsschädlinge im Mitteleuropa des 5. Jahrtausends. In: Gleser, R. & Becker, V. (Hrsg.), *Mitteleuropa im 5. Jahrtausend vor Christus*. Lit Verlag, Münster, 319-329.

Schulte, T. (1992): Über das Vorkommen thermophiler Gerafflügler (Insecta: Orthoptera) im trockenheißen Sommer 1991 und deren Bestandssituation 1992. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 6: 1145-1152.

Šefrová, H. & Laštůvka, Z. (2005): Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 53: 151-170.

Sellenschlo, U. (2010): Vorratsschädlinge und Hausungeziefer. 7. Aufl., Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg: 337 S.

Sellenschlo, U. & Weidner, H. (2021): Vorratsschädlinge und Hausungeziefer: Bestimmungstabellen für Mitteleuropa für eine natur- und umweltbewusste Bekämpfung. 9. Aufl., Springer Spektrum, Berlin: 398 S.

Simon, H., Achziger, R., Bräu, M. et al. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Wanzen (Heteroptera) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (5): 465-624.

Spelda, J. (2005): Improvements in the knowledge of the myriapod fauna of southern Germany between 1988 and 2005 (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda, Pauropoda, Symphyla). *Peckiana* 4: 101-129.

Strauch, F. (1972): Phylogene, Adaption und Migration einiger nordischer mariner Molluskengenera (Neptunea, Panomya, Cyrtadaria und Mya). *Abh. senckenberg. naturforsch. Ges.* 531: 1-211, 11 Taf.

Sturm, H. (2001): Verzeichnis der Silberfischchenartigen (Zygentoma) Deutschlands. *Entomofauna Germanica* 5: 7-8.

Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70 (1): 159-227.

Süss, J., Fingerle, V., Hunfeld, K.-P. et al. (2004): Durch Zecken übertragene humanpathogene und bisher als apa-thogen geltende Mikroorganismen in Europa. Teil II: Bakterien, Parasiten und Mischinfektionen. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 47: 470-486.

Thomas, B., Kolshorn, P. & Stevens, M. (1993): Die Verbreitung der Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) im Kreis Viersen und in Krefeld. *Articulata* 8: 89-123.

Tielecke, H. (1954): Der Kornkäfer. Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt: 34 S.

Vater, G. (2016): Zur Ökofaunistik der Plattwanzen (Heteroptera, Cimicidae). Teil 3. *Entomol. Nachr. Ber.* 60(1): 53-62.

Verhoeff, K.W. (1934): Oberklasse Progoneata (Diplopoda, Symphyla, Pauropoda); Oberklasse Opisthogoneata (Chilopoda). In: Brohmer, P., Ehrmann, P. & Ulmer, G. (Hrsg.), *Die Tierwelt Mitteleuropas*, Band II, Lief. 3. Quelle & Meyer, Leipzig: 120 S.

Wallaschek, M. (2004): Schaben (Blattoptera). In: Wallaschek, M., Langner, T. & Richter, K. (Hrsg.), *Die Gerafflügler des Landes Sachsen-Anhalt* (Insecta: Dermaptera, Mantodea, Blattoptera, Ensifera, Caelifera). Ber. Landesamt Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 5: 52-71.

Wallaschek, M. (2016): Fangschrecken (Mantodea) und Schaben (Blattoptera). In: Frank, D. Schnitter, P. (Hrsg.), *Pflanzen und Tiere in Sachsen-Anhalt*. Natur+Text, Rangsdorf: 668-670.

Wawrocka, K., Balvín, O. & Bartonička, T. (2015): Reproduction barrier between two lineages of bed bug (*Cimex lectularius*) (Heteroptera: Cimicidae). *Parasitol. Res.* 114: 3019-3025.

Weidner, H. (1972): Das Heimchen oder die Hausgrille *Acheta domesticus* (Linnaeus 1758). Der praktische. Schädlingsbekämpfer 24: 72-76.

Weidner, H. (1983): Herkunft einiger in Mitteleuropa vorkommender Vorratsschädlinge: 1. Die *Sitophilus*-Arten. (Coleoptera: Curculionidae). Mitt. Int. Entomol. Ver. Frankfurt 8: 1-17.

Weidner, H. (1987): Herkunft einiger in Mitteleuropa vorkommender Vorratsschädlinge. 2. Die Kugel- und Messingkäfer. (Coleoptera: Ptinidae). Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Vereins 11: 25-44.

Weidner, H. (1993): Bestimmungstabellen der Vorratsschädlinge und des Hausungeziefers Mitteleuropas. G. Fischer, Stuttgart: 328 S.

Weissman, D.B. & Rentz, D.C. (1977): Feral *Acheta domesticus* in southern California. Entomol. News 88: 246-248.

Weissman, D.B., Gray, D.A., Pham, H.T. & Tijssen, P. (2012): Billions and billions sold: Pet-feeder crickets (Orthoptera: Gryllidae), commercial cricket farms, an epizootic densovirus, and government regulations make for a potential disaster. Zootaxa 3504: 67-88.

Wildhaber, R. (1949): Schneckenzucht und Schneckenspeise. Schweiz. Arch. Volkskunde 46: 119-184.

Yvinec, P.H., Ponel, P., Beaucournu, J.-C. (2000): Premiers apports arcéoentomologiques (Siphonaptera). Bull. Soc. entomol. Fr. 105: 419-425.

Zacher, F. (1917): Die Gerafflügler Deutschlands und ihre Verbreitung. Systematisches und synonymisches Verzeichnis der im Gebiet des Deutschen Reiches bisher aufgefundenen Orthopteren-Arten (Dermaptera, Oothecaria, Saltatoria). Fischer, Jena: 287 S.

Zimmermann, K. (2016): Kammfischchen (*Ctenolepisma lineata* Fabricius, 1775) und weitere synanthrop lebende Lepismatidae (Zygentoma) in Österreich. inatura – Forschung online, Nr. 31: 6 S.

Żłotorzycka, J. & Lucińska, A. (1967): Über den Federling *Bonomiella columbae* Emers. (Mallophaga, Somaphantidae) aus Polen. Pol. Pismo Entomol. 37: 341-345.

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u.a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

**DOI 10.19217/skr710**



Bundesamt für  
Naturschutz