Entomologica Austriaca
www.entomologie.org Band 33 Wien, 14.03.2026

Die Asiatische Hornisse (*Vespa velutina* Lepeletier, 1836) – Stand der Forschung und Implikationen für Österreich

Julia Lanner & Sophie Kratschmer

Abstract: The Asian hornet (*Vespa velutina* Lepeletier, 1836) – state of research and implications for Austria. Invasive alien species are increasing globally in numbers posing threats to biodiversity, the economy, and human health. Europe has documented, besides North America, the highest numbers of invasive species, with expenses caused by invasive species reaching up to millions of Euros. The Asian hornet – *Vespa velutina* (subspecies: *nigrithorax* du Buysson, 1905) – was the first Vespidae species on the list of invasive species of European concern. The Asian hornet was first recorded in 2004 in southern France and expanded its range actively by its flight ability and passively via human transportation across Europe. In 2024, a single female individual was detected in Austria putting beekeepers and scientists on alert. We screened scientific literature on *V. velutina* in Europe and provide an overview of its potential impacts on the economics of beekeepers, regional biodiversity, and human health. Although numerous works have been published about its potential threats, we found data gaps and limitations in the suitability of several study designs to quantitatively verify its impact. We highlight the necessity to further monitor the expansion of *V. velutina*, investigate open research questions, and inform the public about invasive alien species.

Kurzfassung: Die Asiatische Hornisse (*Vespa velutina* Lepeletier, 1836) – Stand der Forschung und Implikationen für Österreich. Invasive Arten nehmen weltweit zu und stellen eine Bedrohung für die regionale Biodiversität, die ökonomische Entwicklung und die menschliche Gesundheit dar. Europa verzeichnet neben Nordamerika den höchsten Zuwachs an invasiven Arten. Die damit einhergehenden, durch sie verursachten ökonomischen Einbußen belaufen sich auf Kosten in Millionenhöhe. Die Asiatische Hornisse – *Vespa velutina* (Unterart: *nigrithorax* du Buysson, 1905) – war die erste Vespidae auf der Liste invasiver Arten von europaweitem Interesse. Die Asiatische Hornisse wurde erstmals 2004 in Südfrankreich entdeckt und hat ihr Verbreitungsgebiet sowohl durch aktive Ausbreitung als auch passiv, durch menschliche Transporte, in ganz Europa ausgedehnt. Im Jahr 2024 wurde ein einzelnes weibliches Exemplar in Österreich gefunden. Dieser Umstand alarmierte Imker:innen und Wissenschaftler:innen gleichermaßen. Basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche zu *V. velutina* geben wir einen Überblick über die potenziellen Auswirkungen auf die Imkerei, die regionale Biodiversität und die menschliche Gesundheit. Obwohl zahlreiche Studien über die potenziellen durch die Hornisse verursachten Gefahren veröffentlicht wurden, stellen wir Datenlücken und Einschränkungen in der Reproduzierbarkeit mehrerer Studiendesigns zur quantitativen Überprüfung der Auswirkungen fest. Wir betonen, dass die Überwachung der Gebietsausweitung von *V. velutina* weiter notwendig ist, offene Forschungsfragen

untersucht werden müssen und die Öffentlichkeit über invasive gebietsfremde Arten zu informieren ist.

Keywords: invasive species, beekeeping, monitoring, management

Citation: Lanner J. & Kratschmer S. 2026. Die Asiatische Hornisse (*Vespa velutina* Lepeletier, 1836) – Stand der Forschung und Implikationen für Österreich. – Entomologica Austriaca 33: 9–36.

Einleitung

Invasive Arten sind eingeschleppte Organismen, die sich in ihrem neuen Habitat ausbreiten und negative Auswirkungen auf die (über-)regionale Ökologie, Sozioökonomie und/oder menschliche Gesundheit haben (Catford et al. 2009, Blackburn et al. 2014). Sie gelten als einer der Haupttreiber der aktuellen Biodiversitätskrise (Bellard et al. 2016). Europa zählt, neben Nordamerika, zu den Hotspots invasiver Arten (Pyšek et al. 2020). Der globale Handel und die menschliche Mobilität treiben die unbeabsichtigte Einschleppung gebietsfremder Arten immer weiter voran (Beggs et al. 2011, Seebens et al. 2015, Ricciardi et al. 2017). Schiffe befördern nicht nur die weltweit größten Mengen an Waren, sondern verschleppen auch Insekten von einem Ort zum anderen (Hulme 2009). Flughäfen sind ebenso wichtige Einfallstore für die interkontinentale Verbreitung von Arten, wie Straßennetze für die intrakontinentale Ausbreitung von Organismen (Seebens et al. 2017, Lanner et al. 2022). Die durch eingeschleppte Arten entstehenden jährlich Kosten variieren in West- und Mitteleuropa zwischen 1,7 und 3,6 Milliarden US-Dollar (etwa 1,6-3,3 Milliarden Euro) und werden hauptsächlich durch forst- und landwirtschaftliche Schäden verursacht (Bradshaw et al. 2016, Rounsevell et al. 2018, Renault et al. 2022). Angesichts der zunehmenden Invasionsraten steigen auch die geschätzten Kosten alle zehn Jahre um das Dreifache (Diagne et al. 2021).

Trotz der jährlich signifikanten Zunahme der eingeschleppten Arten (Seebens et al. 2015) schafft ein Großteil der Arten die Etablierung in der neuen Umgebung nicht, und es kommt nicht zur Besiedelung oder gar Invasion in einem Gebiet (Hoffmann & Courchamp 2016). Die spezifischen ökologischen Eigenschaften einer Art beeinflussen das Invasionspotenzial maßgeblich und bestimmen, ob dieser erste entscheidende Filter, also die Etablierung, passiert werden kann (Fornoff et al. 2024).

Unter den terrestrischen eingeschleppten Insekten sind eusoziale Aculeaten, wie z. B. Wespen, besonders erfolgreich (Aizen et al. 2008, Beggs et al. 2011, Downing & Liu 2012, Vanbergen et al. 2018). Dieser Erfolg lässt sich durch ihre ökologischen Eigenschaften erklären, wie etwa ihre hohen Reproduktionsraten, ihre Ausbreitungsfähigkeit sowie ihre flexiblen Habitat- und Ernährungsansprüche. Auch die haplo-diploide Geschlechtsdetermination von Hymenopteren ist ein entscheidender Vorteil, da Populationen schnell wachsen können (Brunton-Martin et al. 2021) und das Geschlechterverhältnis der nächsten Generation an Umweltbedingungen angepasst werden kann (Wittmann et al. 2023). Diese Eigenschaften ermöglichen es ihnen, sich erfolgreich zu etablieren, machen sie zu potenten Konkurrenten gegenüber heimischen Arten und einem Risiko für ökologische Veränderungen (Beggs et al. 2011, Valdovinos et al. 2018, Gippet et al. 2019).

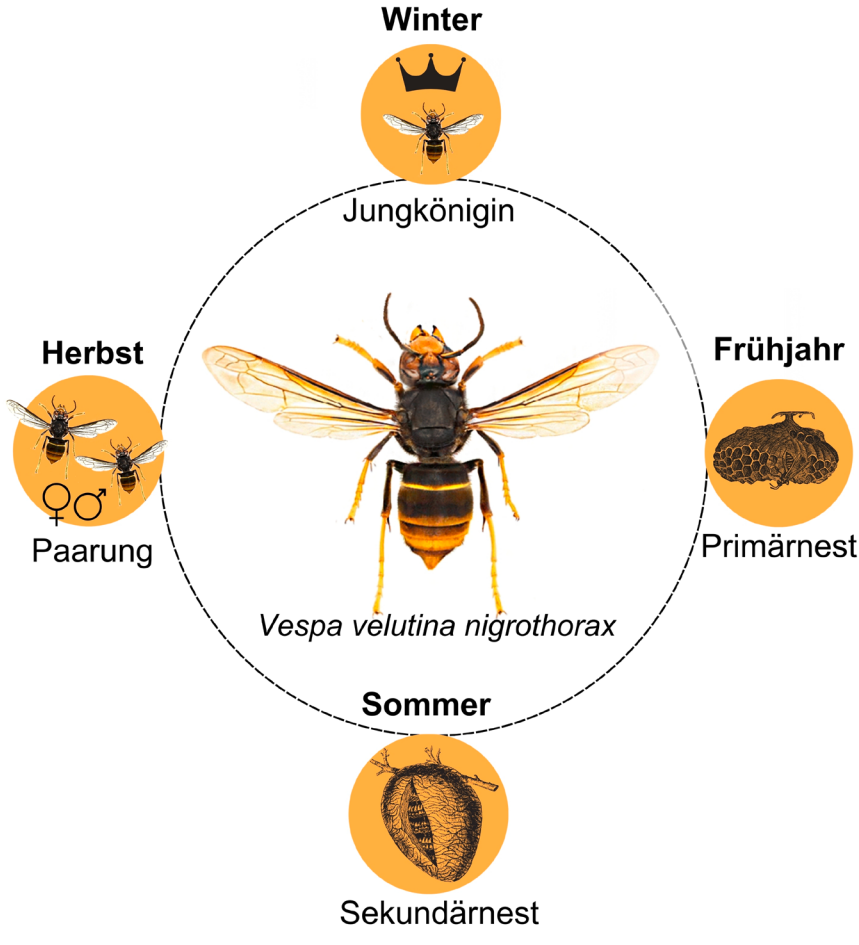

Abb. 1: Im Frühjahr bauen die Jungköniginnen ein Primärnest. Mit der steigenden Arbeiterinnenanzahl vergrößern sie über dem Sommer das Primärnest oder bauen ein rundes bzw. birnenförmiges Sekundärnest mit einem lateralen Eingang. Im Herbst entwickeln sich haploide Männchen und paaren sich mit den Jungköniginnen, die als adulte Tiere überwintern (schematische Darstellung des Lebenszyklus wurde modifiziert nach © JOVANA BILA DUBAIĆ).

Vespa velutina – eine invasive Wespenart in Europa

Biologie von *Vespa velutina*

Das Volk der Asiatischen Hornisse (*Vespa velutina* Lepeletier, 1836; Hymenoptera: Vespidae: Vespinae) wird von einer einzigen, begatteten, diploiden Königin gegründet, die in der Regel im April mit Hilfe von faserigen Pflanzenteilen und Speichel ein Primärnest (Embryonest) baut (Abb. 1). Darin entwickelt sich die erste Arbeiterinnengeneration. Während der warmen Jahreszeit vergrößert das Volk das Primärnest, das eine ungefähre Größe von 4 bis 15 cm hat, oder baut ein weiteres rundes bzw. birnenförmiges Sekun-

därnest, wenn der Platz für das Primärnest zu klein wird (Archer 2008, Monceau et al. 2014). Der Eingang des Sekundärnestes ist meistens lateral und kann als Unterscheidungsmerkmal zu den Nestern anderer, in Europa heimischer sozialer Wespenarten (vor allem *Vespa crabro* L., 1758, *Dolichovespula* spp. und *Vespula* spp.), dienen (Rome et al. 2009, Theunert 2012). Witt (2015) berichtet aber auch von gelegentlich vorkommenden basalen Nesteingängen, vergleichbar mit den Nestern von *V. crabro*. Dieses Verhalten zeigt eine relative Flexibilität von *V. velutina* beim Nestbau. Die meisten Nester (70 %) wurden in über 10 m Höhe, vornehmlich (Frankreich: 87 %; Spanien 61 %) in Bäumen oder Büschen und seltener (Frankreich: 12,8 %; Spanien 36 %) an menschlichen Gebäuden und Einrichtungen gefunden (Rome et al. 2015, Diéguez-Antón et al. 2022). Ein Großteil der dokumentierten Nester von *V. velutina* wurde in Frankreich im Siedlungsraum (48,5 % von 6073 gemeldeten Nestern) bzw. in Kulturlandschaften (42,25 %) nachgewiesen (Rome et al. 2015).

Im Frühsommer besteht das Volk aus einigen hundert Individuen und wächst bis zum Herbst auf durchschnittlich 436 Arbeiterinnen und 191 Jungköniginnen heran (Rome et al. 2015). Die Königinnen haben im Schnitt das doppelte Körpergewicht (593 mg Nassgewicht) verglichen mit den Arbeiterinnen (250 mg; Rome et al. 2015). Rund 15 Tage vor den Jungköniginnen entwickeln sich die haploiden Männchen. Die frisch begatteten Jungköniginnen verbringen den Winter in einer Diapause und gründen im folgenden Jahr ein neues Volk, während die Arbeiterinnen und Drohnen sterben (Abb. 1; Rome et al. 2015).

Adulte Tiere der Asiatischen Hornissen ernähren sich von zuckerhaltigen Substanzen (z.B. Nektar) sowie energie- und proteinreichen Flüssigkeiten, die von den Larven regurgitiert werden. Die Larven sind zoophage Generalisten und ihre Proteinquellen stammen hauptsächlich von Insekten und anderen Arthropoden, die im Flug von den adulten Hornissen erbeutet werden. (Matsuura et al. 1990, Rome et al. 2021).

Vespa velutina nigrithorax erobert Europa

Vespa velutina stammt ursprünglich aus Ostasien, wo sie in den subtropischen und gemäßigten Gebieten Indochinas beheimatet ist (Arca et al. 2015). In Europa wurde bisher eine – *Vespa velutina nigrithorax* du Buysson (1905) – der weltweit 14 Unterarten entdeckt (Perrard et al. 2013). Wenngleich sich der deutsche Trivialname „Asiatische Hornisse" auf die gesamte Art bezieht und nicht nur auf die Unterart, wird der Name im deutschen Sprachgebrauch für die in Europa vorkommende Unterart verwendet. Die Asiatische Hornisse wurde erstmals 2004 im Südwesten Frankreichs bei einem Bonsaiproduzenten beobachtet und gemeldet. Der Produzent importierte regelmäßig Tongefäße aus China. Es wird angenommen, dass *V. velutina* in den importierten Gefäßen während der Überwinterung Unterschlupf fand und auf diesem Wege nach Europa gelangte (Villemant et al. 2011a).

Molekulare Untersuchungen deuten darauf hin, dass die mögliche Ursprungspopulation in Zhejiang/Jiangsu (Ostchina) liegt (Arca et al. 2015). Allerdings muss angemerkt werden, dass Arca et al. (2015) nur eine begrenzte Anzahl an Individuen aus einem geografisch kleinen Areal zur Verfügung stand, wodurch die Aussagekraft über den tatsächlichen Ursprung limitiert ist. Weiterführende Analysen der Haplotypen in Kombination mit

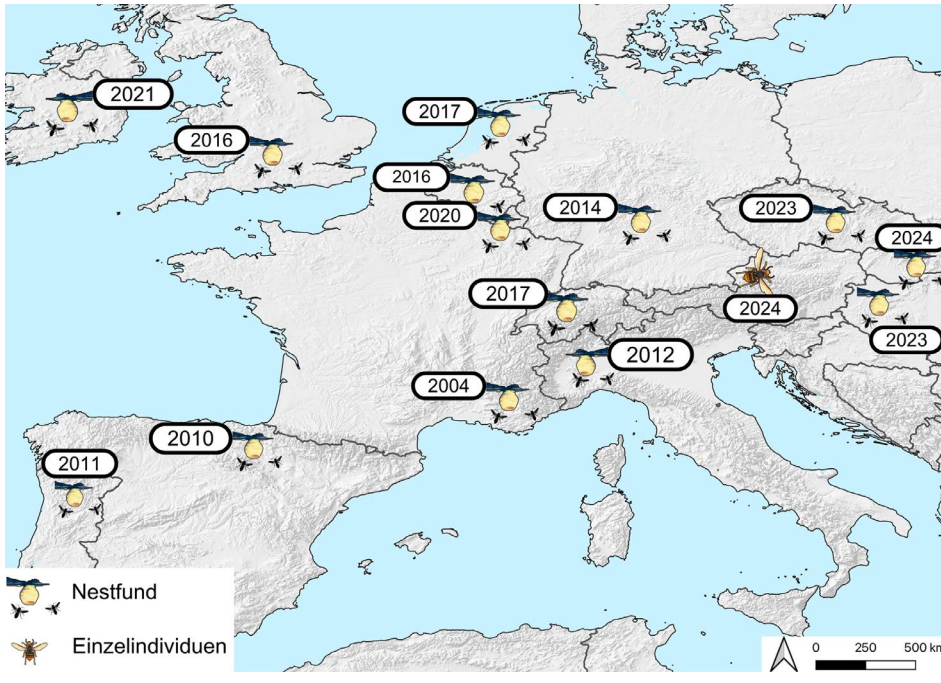

Abb. 2: Nach den ersten Funden in Frankreich im Jahr 2004 dauerte es sechs Jahre, bis *Vespa velutina* in Spanien und weitere sieben Jahre bis die Art in Portugal gefunden wurde (Castro & Pagola-Carte 2010, Grosso-Silva & Maia 2012). Östlich des Erstfundes wurde sie bisher in Italien nachgewiesen (Demichelis et al. 2014). *Vespa velutina* schaffte den Sprung über das Meer nach Großbritannien (Budge et al. 2017) und Irland (Dillane et al. 2022). Nach Nordosten breitete sie sich von Südfrankreich in die Schweiz (Akademie der Naturwissenschaften Schweiz 2017), nach Luxemburg (Ries et al. 2021), Belgien (Rome et al. 2013), die Niederlande (Smit et al. 2018) und Deutschland (Witt 2015) aus. Rezente Funde stammen aus Tschechien (Walter et al. 2024), Ungarn (Márta & Vas 2023; pers. Kommunikation des Nestfundes durch K. Balázs), Slowakei (Purkart et al. 2024) und Österreich (Schorkopf et al. 2024). Aus Österreich wurden bisher keine Neststandorte gemeldet (Stand Mai 2025). Jahreszahlen in der Grafik zeigen das Jahr des jeweiligen Erstnachweises von Individuen oder Nestern an.

nuklearen Markern lassen vermuten, dass eine einzige bzw. einige wenige begattete Königinnen einmalig aus diesem Gebiet eingeschleppt wurden und die europäische Population gründeten (Arca et al. 2015, Granato et al. 2019, Quaresma et al. 2022).

Vespa velutina breitete sich von Südfrankreich rapide über die meisten französischen Distrikte aus und drang in 15 weitere europäische Länder vor (Abb. 2), wo einzelne Individuen bzw. Nester dokumentiert wurden. Ein Beispiel für die erfolgreiche Etablierung der Art ist die Baleareninsel Mallorca, wo sie das erste Mal 2015 nachgewiesen wurde. Nach einem zunächst erfolgreichen Eradikationsprogramm wurden über mehrere Jahre hinweg keine Funde mehr dokumentiert (Leza et al. 2018, 2021), bis im Jahr 2024 zwei neue Funde publik wurden (z.B. Martín 2024). Modellrechnungen zufolge breitet sich *V. velutina* in Abhängigkeit lokaler klimatischer Bedingungen, vor allem entlang der mediterranen und atlantischen Küste aus. Gebiete bis in die Türkei und den Nahen Osten könnten potenziell von der invasiven Hornissenart besiedelt werden (Villemant et al. 2011a).

Ein kontinentales bzw. alpines Klima, wie es in Österreich in vielen Gebieten vorherrscht, stellt laut Modellrechnungen eine moderate Temperaturbarriere dar (Villemant et al. 2011a, Requier et al. 2024). Die vorherrschenden klimatischen Bedingungen in Österreich erscheinen folglich suboptimal, wenngleich eine ausgewogene Niederschlagsmenge im Jahresverlauf sich in den Modellrechnungen aus dem Nachbarland Tschechien als günstig für die Etablierung von *V. velutina* erweist (Walter et al. 2024). In der Schweiz tätige Forscher:innen vermuten, dass sich die milden Winter der letzten Jahre positiv auf die dort bereits angesiedelten Populationen auswirkten. Aufgrund der fehlenden natürlichen, klimabedingten Eindämmung in der kalten Jahreszeit konnte sich die Art vermutlich von Südwesten über die nördlichen Gebiete ausbreiten (Cherix & Seehausen 2023). Neuerliche Modellrechnungen für ganz Europa bzw. Österreich mit aktualisierten Daten wären notwendig, um verbesserte Einschätzungen des weiteren Ausbreitungspotentials geben zu können.

Die bemerkenswert rasche Ausbreitung in Europa erfolgte sehr wahrscheinlich einerseits durch die Hornisse selbst (z.B. nach Italien, vgl. Granato et al. 2019; nach Spanien, vgl. Quaresma et al. 2022) und andererseits durch die intrakontinentale Verschleppung von begatteten Königinnen durch den Warentransport (z.B. nach Großbritannien, vgl. Budge et al. 2017; Portugal, vgl. Quaresma et al. 2022; Mallorca, vgl. Herrera et al. 2024). Aufgrund der unterschiedlichen Ausbreitungsmodi von *V. velutina* gibt es in der Literatur variierende Angaben zur Ausbreitungsgeschwindigkeit: Bertolino et al. (2016) und Carvalho et al. (2020) berechneten, unter Berücksichtigung der vermutlich rein aktiven Ausbreitung von *V. velutina*, für Italien bzw. Portugal eine Geschwindigkeit von etwa 18,3 km/Jahr bzw. 37,4 km/Jahr. Rome et al. (2009, 2013) hingegen geben eine durchschnittliche Ausbreitungsgeschwindigkeit von etwa 100 km/Jahr an. Die Berechnungen von Rome et al. (2009, 2013) inkludieren passive, durch den Menschen unterstützte Ausbreitungswege über 75-112 km hinweg (Robinet et al. 2017). Diese Angaben sind kritisch zu interpretieren, da die Berechnungen auf Zufallsbeobachtungen beruhen und es folglich zu über- bzw. unterschätzten Ausbreitungsgeschwindigkeiten kommen kann.

Befürchteter Schaden durch *Vespa velutina*

Vespa velutina zeigt einige ökologische Eigenschaften, die auf ein hohes Invasionspotenzial hindeuten und die rasche Besiedelung Europas erklären können. Die Hornisse ist, wie bereits ausgeführt, eusozial und bildet ein einjähriges Volk. Königinnen reproduzieren polyandrisch, was auf eine ausreichende genetische Diversität im Volk schließen lässt. Zudem haben Königinnen eine hohe Reproduktionsrate mit zahlreichen Geschlechtstieren, die bei mildem Wetterverlauf bis in den November und Dezember die Nester zur Paarung verlassen (Verhaag 2024). Die Art ist außerdem gut an Kälte angepasst, mit einem durchschnittlichen Supercooling Point (Temperatur, bis zu der Körperflüssigkeiten flüssig bleiben und nicht frieren) von -6,5 °C bei Arbeiterinnen und -11,3 °C bei Königinnen (Noor-ul-Ane & Jung 2021). *Vespa velutina*-Individuen sind, hinsichtlich ihrer Nahrungs- und Habitatpräferenzen, ökologische Generalisten und können vielfältige Landschaften besiedeln (Moller 1996, Arca et al. 2015, Ding et al. 2017, Laurino et al. 2019, Herrera et al. 2024).

Die theoretisch denkbaren Auswirkungen sind aufgrund ihrer Anpassungsfähigkeit vielfältig und lassen sich in folgende Kategorien einteilen: (1) negative ökonomische Auswirkungen auf den Imkereisektor und weitere landwirtschaftliche Bereiche, (2) negative Auswirkungen auf die Biodiversität durch beispielsweise einen erhöhten Konkurrenzdruck oder eine Änderung des Beutefangverhaltens von anderen zoophagen Insektenarten und (3) Gefahren für die menschliche Gesundheit durch Allergene und Toxine. Seit 2016 wird *V. velutina* von der EU in der Liste zur Regulation invasiver, gebietsfremder Arten geführt (list of invasive alien species of Union concern; Reg. EU 1141/2016; The European Commission 2016). Dennoch fehlen größtenteils quantifizierbare Belege der Schadverursachung durch *V. velutina*, vor allem innerhalb der letzten beiden Kategorien.

Wirtschaftliche Folgen zu Lasten der Imkerei und Landwirtschaft

Vespa velutina nutzt, so wie auch die Europäische Hornisse (*V. crabro*), unter anderem Honigbienen als Nahrungsquelle. *Vespa velutina* jagen zum Stock zurückkehrende Honigbienen, indem sie vor dem Bienenstock schweben und die Honigbienen im Flug greifen und anschließend mit den Mandibeln zerteilen (Monceau et al. 2013). Die Arbeiterinnen transportieren die erbeuteten Honigbienenthoraces mitsamt der proteinhaltigen Flugmuskulatur zurück zu ihrem Nest und füttern damit ihre Larven.

In einer umfangreichen Studie zum Nahrungsspektrum fanden Rome et al. (2021) heraus, dass 38 % der untersuchten Beute Honigbienen ausmachten. Den größten Nahrungsbedarf scheint *V. velutina* ab Ende September bis November zu haben (Monceau et al. 2013, Rome et al. 2021), nämlich dann, wenn ihr Volk am individuenstärksten ist. Der Anteil der Honigbienen im Nahrungsspektrum von *V. velutina* scheint im Laufe der späten Saison abzunehmen, bei einer gleichzeitigen Zunahme an Dipteren als Beute (Rome et al. 2021). Rome et al. (2021) schätzten, dass ein durchschnittlich großes *V. velutina*-Volk über eine Vegetationsperiode im Mittel 97.246,45 Insekten mit der Größe einer Honigbiene als Beute benötigt. Da auch andere Insekten erbeutet werden, folgerten Rome et al. (2021) weiter, dass eine durchschnittliche *V. velutina*-Kolonie insgesamt im Mittel 11,32 kg Insekten pro Saison vertilgt.

Monceau et al. (2018) beschreiben, dass durch das Jagdverhalten von *V. velutina* in einem von der Hornisse dicht besiedelten Gebiet in Südwest-Frankreich mit ca. 12 Nestern pro km^2 das Sammelverhalten von Honigbienen-Arbeiterinnen an zwei Stöcken beeinflusst wurde. Requier et al. (2019) beschreiben, dass bei Prädation durch *V. velutina* die Anzahl der Sammlerinnen zunimmt, viele durch die Prädation jedoch nicht in den Stock zurückkommen.

Die Sammelparalyse ist eine weitere beobachtete Reaktion von Honigbienen auf vor dem Stock patrouillierende *V. velutina*-Arbeiterinnen. Bei der Sammelparalyse fliegen keine Sammelbienen mehr aus und das zu einer Zeit, in der das Anlegen von Vorräten für den Winter für Honigbienen Priorität hat (Monceau et al. 2018). Bleibt dieses Verhalten aus, kann der Beuteerfolg von *V. velutina* bei isolierten, kleinen bzw. geschwächten Bienenvölkern (z.B. geringe Anzahl an Arbeiterinnen, hoher Pathogendruck) begünstigt werden (Requier et al. 2019). Modellrechnungen zufolge kann es aufgrund des negativen

Einflusses bei bereits schwachen Völkern durch *V. velutina* zu höheren Winterverlusten kommen (Requier et al. 2019). Die Studie kommt zu dem Schluss, dass zwar während der Phase der direkten Prädation das Risiko für das Absterben eines Volkes gering ist, jedoch die Störung der Volkdynamik zu einem übergeleiteten Effekt und erhöhter Wintersterblichkeit führen kann. Als wenig effiziente Abwehrreaktion auf die Präsenz von *V. velutina* wurden Arbeiterinnen beobachtet, die sich am Stockeingang versammelten und einen „Bienenteppich" zum Schutz einzelner Individuen bildeten (Arca et al. 2014).

Um das Risiko, das von *V. velutina* auf Honigbienen ausgeht, abschätzen zu können, wurden Modellrechnungen mit der Unterstützung lokaler Imker:innen aus Frankreich und Deutschland umgesetzt (Requier et al., 2024). Imker:innen dokumentierten über zwei Jahre hinweg das Vorkommen (Ja/Nein) von *V. velutina* bei den Honigbienenstöcken, ob Hornissen bei der Jagd an den jeweiligen Stöcken beobachtet wurden und wie viele Individuen gleichzeitig präsent waren. Im Gegensatz zu Frankreich, dem Ursprungsland der europäischen Invasion, wurde für Deutschland das Risiko für Honigbienen und einer Sammelparalyse als gering eingeschätzt. Grund für das Ergebnis war die geringe Dichte auftretender *V. velutina*-Individuen (Requier et al. 2024).

Dennoch kann der Anteil an Honigbienen (ca. 1/3) in der Hornissennahrung nicht vernachlässigt werden. Imker:innen befürchten, dass es zu einer geringen Produktion von Honig und anderen Produkten kommt. Dies führt in erster Linie zu wirtschaftlichen Schäden im Imkereisektor. *Vespa velutina* ist sehr wahrscheinlich ein weiterer Stressfaktor für Honigbienenvölker, neben der Varroamilbe, durch die Milbe übertragene Infektionskrankheiten (z.B. Flügeldeformationsvirus), Nahrungsressourcenmangel und Pestiziden (Potts et al. 2010). Gerade die synergistischen Effekte vieler Stressoren machen den Schaden, der allein auf *V. velutina* zurückzuführen ist schwer messbar. Fallbasierte Angaben quantifizierbarer Auswirkungen hinsichtlich möglicher Winterverluste bzw. Kosten sind den Autor:innen bis dato nicht bekannt. Die Studie von Requier et al. (2023) gibt eine mögliche jährliche Kostenobergrenze für den Neukauf von Honigbienenvölkern bei hohem Prädationsdruck durch *V. velutina* von 30,8 Mio. Euro und niedrigem Prädationsdruck von max. 2.8 Mio. Euro in Frankreich an. Die Angaben basieren auf Modellrechnungen, die ursprünglich entwickelt wurden, um die Dynamiken in einem Volk mit dem Befall der Varroamilbe und Varroa-assoziierten Pathogenen vorauszusagen (Becher et al. 2014, Arca et al. 2015).

Aus anderen landwirtschaftlichen Sektoren, wie zum Beispiel dem Obst- oder Weinbau, sind ebenfalls bereits negative Auswirkungen der invasiven Hornissenart bekannt. Adulte Tiere heimischer sowie der invasiven Hornissenart fressen während der Reifephase von Früchten. Dieses Verhalten führt zu geringeren Erträgen bei höherem Arbeitsaufwand, vor allem durch den Bedarf an Schutzmaßnahmen (z.B. Einnetzen von Weinstöcken). In Studien aus Spanien und Portugal wurden durch *V. velutina* Schäden an Weintrauben, Birnen, Äpfeln, Heidelbeeren, Feigen und Pflaumen dokumentiert (Lueje et al. 2024, Nave et al. 2024).

Biodiversität

Neben den ökonomischen Folgen durch das Auftreten von *V. velutina* wird ein negativer Einfluss auf die heimische Biodiversität befürchtet. Die ökologischen Schadwirkungen betreffen die Europäische Hornisse (*V. crabro*) aufgrund des befürchteten Konkurrenzdrucks durch den asiatischen Gegenspieler sowie die heimische Insektenwelt, die als Beute und Nahrungsquelle dient. Außerdem gibt es Anzeichen für Veränderungen in Bestäubungsnetzwerken, einerseits durch die Asiatische Hornisse selbst, andererseits durch das räuberische Verhalten von Bestäuberinsekten, wie zum Beispiel anderer Wespenarten (Monceau et al. 2015, Cini et al. 2018, Rome et al. 2021, Sumner 2022, Rojas-Nossa et al. 2023). Im Gegensatz zu den ökonomischen Aspekten waren biodiversitätsschädigende Einflüsse bisher selten im Fokus publizierter Studien.

Heimische und Asiatische Hornissen

Europäische Hornissen (*V. crabro*) teilen sich viele ökologische Eigenschaften, wie z. B. die Sozialität oder das Beutefangverhalten, mit ihren asiatischen Verwandten (Abb. 3). Treffen die Hornissenarten zeitlich und räumlich aufeinander, kann es zu Konkurrenz um Nahrung und Nistplätze kommen. Solch eine Konkurrenz kommt immer dann zustande, wenn sich Organismen ökologische Nischen teilen bzw. diese überlappen (Cini et al. 2018). Modellrechnungen zufolge decken sich die klimatischen Nischen beider Hornissenarten zu gewissen Teilen: *V. crabro* ist besser an kältere, trockenere und höhere Lagen angepasst, hingegen bevorzugt *V. velutina* um ca. 4 °C wärmere mittlere Temperaturen während der Wintermonate und tiefe Höhenlagen in Küstennähe (Villemant et al. 2011a, Rodríguez-Flores et al. 2019, Lioy et al. 2023). Unterschiede gibt es auch hinsichtlich der Aktivitätsperiode – so weist *V. velutina* eine längere aktive Phase im Jahr auf (Februar bzw. März bis November; Monceau et al. 2015, Cini et al. 2018). Beide Arten zeigen einen ähnlichen Bedarf an Proteinen und Kohlenhydraten und damit einhergehend ein ähnliches Beutespektrum. Beide Arten nutzen zum Beispiel Honigbienen als Larvenfutter und zeigen vergleichbare Verhaltensweisen in Bezug auf das explorative Verhalten der Arbeiterinnen unter Laborbedingungen (Cini et al. 2018). Hingegen zeigten sich Jungköniginnen von *V. velutina* signifikant aktiver bei der Erforschung der Laborumgebung, woraus Cini et al. (2018) schlossen, dass *V. velutina* möglicherweise einen Vorteil gegenüber der heimischen Hornisse bei der Gründung von neuen Völkern haben könnte.

Eine Feldstudie aus Italien kam zu dem Ergebnis, dass Populationen von *V. crabro* bei gleichzeitiger Präsenz von *V. velutina* nicht dezimiert wurden (Carisio et al. 2022). Allerdings bedeutet das bisherige Ausbleiben eines evidenzbasierten Beleges der negativen Einflussnahme auf heimische Vespidae durch *V. velutina* nicht, dass es keinen Konkurrenzdruck auf *V. crabro* geben kann. Negative Auswirkungen, verursacht durch eingeschleppte Arten, sind meist sehr schwer nachweisbar und noch seltener gut quantifizierbar, denn die Konsequenzen können kontextabhängig, komplex, indirekt oder erst nach einem langen Zeitraum identifizierbar sein (Blackburn et al. 2014). Aus diesen Gründen bedarf es gezielter Untersuchungen auf Populationsniveau einzelner Vespidae-Arten über längere Zeiträume hinweg.

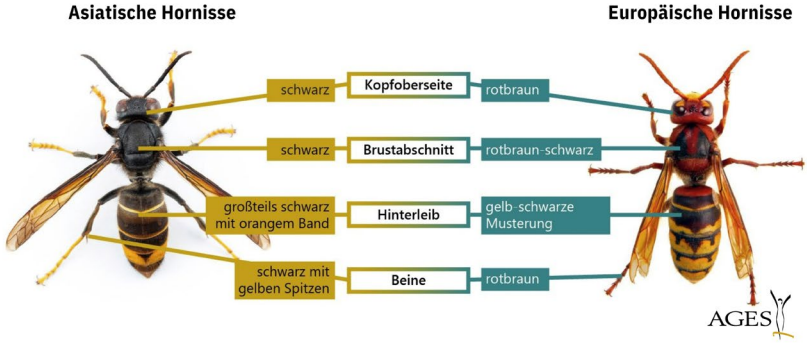

Abb. 3: Vergleich des Erscheinungsbildes der Asiatischen Hornisse (links, *Vespa velutina*) und Europäischen Hornisse (rechts, *Vespa crabro)*. Die schwarze Farbmorphe von *V. velutina* ist deutlich von der rötlichen Färbung des Thorax von *V. crabro* zu unterscheiden. Das Abdomen von *V. velutina* ist ebenfalls im kranialen Abschnitt schwarz und kaudal gelblich gefärbt (Grafik © AGES, Fotos: Brais Seara/Shutterstock.com; NERYXCOM/Shutterstock.com).

Insekten als Beute

Entgegen der häufig zitierten Spezialisierung *V. velutinas* auf Honigbienen (cf. Bertolino et al. 2016, Monceau & Thiery 2016) ergab eine Studie von Rome et al. (2021), dass *V. velutina* ein generalistisches Beutespektrum hat. Tatsächlich erbeutete *V. velutina* als Opportunist über eine Vegetationsperiode hinweg mindestens 141 Arten aus 43 Insektenfamilien, drei Familien innerhalb der Arachnida und vier Familien der Vertebraten (Rome et al. 2021). Die morphologisch und molekularbiologisch untersuchte Beute bestand hauptsächlich aus Hymenopteren und Dipteren. Die Arten und ihre Anteile variierten aber je nach Beuteverfügbarkeit in der Umgebung. So erbeutete *V. velutina* in einer städtischen Umgebung zum großen Teil Honigbienen und andere Apoidea (66 % des Beutespektrums), während in einem Waldökosystem und in Kulturlandschaften Apoidea auf 33 % bzw. 35 % zurückgingen und dafür mehr Dipteren (32 % bzw. 34 %) gefressen wurden (Villemant et al. 2011b). Unterschiede im Beutespektrum konnten nicht nur auf Landschaftsebene, sondern auch zeitlich festgestellt werden: Während der Anteil an Honigbienen im Hochsommer hoch war, machten Dipteren und Vespidae die Hauptnahrung im Oktober und November aus, nämlich zu jener Zeit, in der die *V. velutina*-Völker in voller Individuenstärke präsent waren (Rome et al. 2021). Die Autor:innen schlussfolgern, dass aufgrund des breiten Beutespektrums der negative Einfluss auf heimische, insbesondere seltene Insektenarten, geringer ausfallen könnte als bisher in einigen Studien (z.B. Rome et al. 2021) prognostiziert.

Veränderung von Bestäubungsnetzwerken

Wildbienen, Honigbienen, Syrphidae und zahlreiche andere Insekten haben durch ihre Fähigkeit zur Bestäubung einen enormen ökologischen Nutzen (Klein et al., 2007, Brittain et al. 2013). Viele Angiospermen stehen in einer mutualistischen Beziehung zu ihren Bestäubern, deren Reproduktionserfolg oft von hochspezialisierten Blütenbesuchern abhängt (Ollerton et al. 2011). Die Bestäubungseffizienz und -effektivität einzelner

blütenbesuchender Arten variiert je nach Pflanze und ist im Allgemeinen komplementär (Isaacs et al. 2017, Klein et al. 2007). Monceau & Thiéry (2017) stellten die Vermutung an, dass aufgrund des Beutefangverhaltens von *V. velutina* und dem befürchteten Rückgang der Anzahl an Honigbienen, ein Rückgang des ökosystemweiten Bestäubungsdienstes drohen könnte. Eine Studie aus Spanien konnte für den Blütenbesuch auf *Mentha suaveolens* (Minzengewächs) eine signifikante Reduktion der Honigbienenindividuen bei Anwesenheit von *V. velutina* zeigen. Hummeln und kleine Syrphidae-Arten (< 8 mm Körperlänge) reagierten auf die Präsenz von *V. velutina* mit kürzeren Blütenbesuchen. Durch die reduzierten Blütenbesuche wurde eine signifikante Reduktion des Pollens am Stigma der *Mentha*-Blüten festgestellt (Rojas-Nossa & Calviño-Cancela 2020). In Spanien wurde ebenso eine verringerte Anzahl und Dauer des Blütenbesuchs auf *Hedera hibernica* (Efeugewächs) in Gebieten mit hoher *V. velutina*-Abundanz festgestellt (Rojas-Nossa et al. 2023). Gleichzeitig waren die häufigsten Blütenbesucherinnen *V. velutina*-Arbeiterinnen. Diese Ergebnisse weisen auf eine mögliche Konkurrenz um Nektar mit anderen blütenbesuchenden Insektenarten hin. Bislang fehlen umfangreiche Studien bzw. Langzeitüberwachungen des Bestäubungserfolgs in Anwesenheit und Abwesenheit von *V. velutina*, die es ermöglichen würden, Aussagen über Veränderungen von Bestäubungsnetzwerken zu treffen.

Menschliche Gesundheit

Soziale Hymenopteren produzieren, neben Pheromonen, potenziell gesundheitsschädliche Allergene und Toxine. Zwei Toxingruppen, die von *V. velutina* produziert werden, sind in diesem Zusammenhang nennenswert: Neurotoxine, die eine Paralyse und Nervendegeneration hervorrufen, und Toxine, die die Blutstillung hemmen. Die Toxine werden bei der Beutejagd von Insekten wirkungsvoll eingesetzt (Liu et al. 2015). Vidal (2022) macht keine Angaben zu Todesfällen in Europa, die durch die genannten Toxine verursacht wurden, allerdings kann es bei Kontakt mit den Toxinen zu Irritationen der Augenschleimhaut und Hornhaut kommen. Allergene hingegen scheinen weitaus gefährlicher für den Menschen zu sein, insbesondere *Vesp v1* und *Vesp v5*, die zu ca. 70-77 % jenen Allergenen von *Vespa vulgaris* L., 1758 und *Polistes dominula* (Christ 1791) ähneln (Monsalve et al. 2020, Tabar et al. 2015). Die Allergene können leichte allergische Reaktionen, aber auch einen anaphylaktischen Schock hervorrufen (Tabar et al. 2015, Vidal et al. 2021). Eine allergische Reaktion wurde in Spanien bei 123 Patient:innen dokumentiert. Generelle Vorsichtsmaßnahmen bei Tätigkeiten, wie das Tragen von spezieller Schutzkleidung bei der Eliminierung von Nestern, sind wie beim Arbeiten mit anderen Stechimmen geboten. Es sei zu bedenken, dass ein einfacher Imkeranzug nicht ausreicht, um sich vor Stichen der Hornissen zu schützen. Eine stärkere Schutzbekleidung wird jedenfalls benötigt.

Managementmaßnahmen

In diesem Kapitel sollen vor allem Möglichkeiten unterschiedlicher Methoden zum Monitoring und Auffinden von Individuen und Nestern dargestellt werden. Es wird außerdem auf die Problematik von nicht spezifischen Fallen und Abwehrmechanismen für Nicht-Zielarten eingegangen.

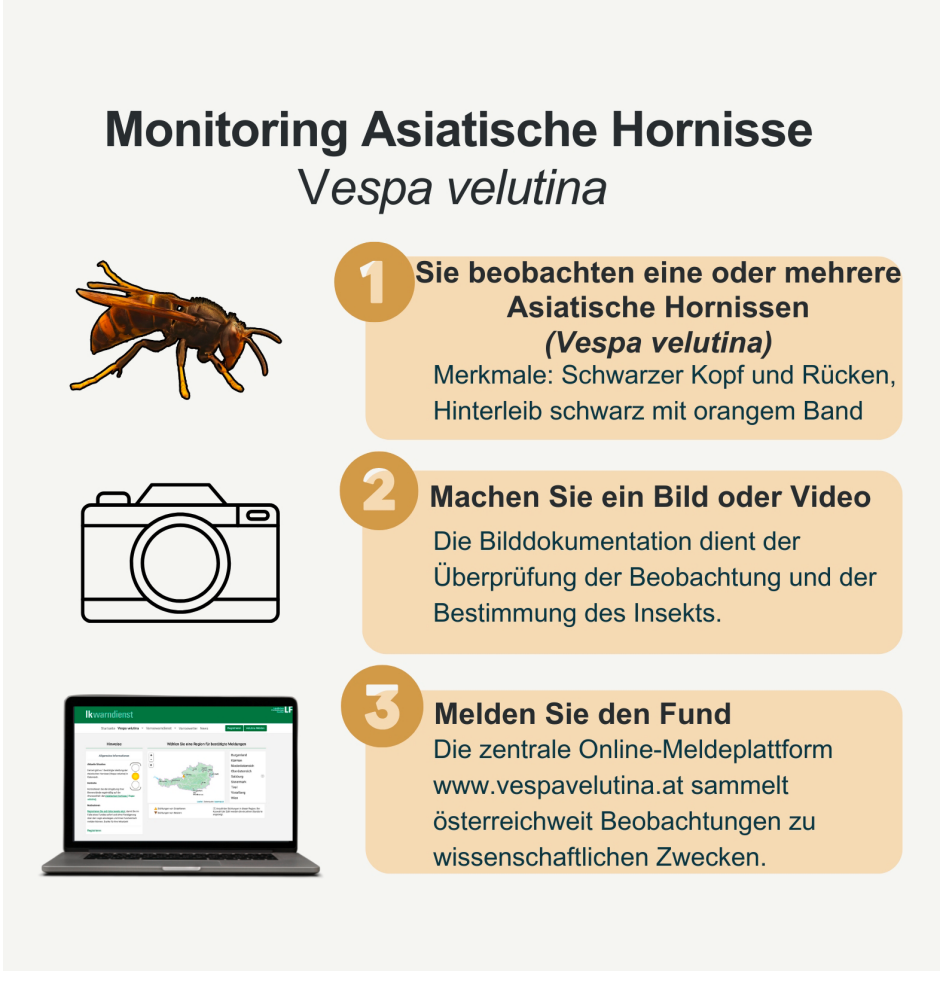

Abb. 4: In Österreich gibt es seit 2023 eine zentrale Meldeplattform (https://bienengesundheit.at/vespa-velutina), auf der Beobachtungen aus der Bevölkerung mit einem Bildnachweis und Angaben zum Fundort gesammelt, von Expert:innen bestätigt und an die jeweilige Landesbehörde weitergeleitet werden. Bisher ist ein Fund in Salzburg auf der online-einsehbaren Karte verzeichnet.

EWARS-Monitoring

Die frühzeitige Erkennung von Invasionen ist selten, denn in frühen Phasen ist die Populationsdichte der Arten erwartungsgemäß niedriger und die geografische Ausbreitung begrenzt (Crooks 2005, Puth & Post 2005). Allerdings sind Frühwarnsysteme wichtig für die Nachvollziehbarkeit von Invasionsprozessen und entscheidend für ein erfolgreiches, kostenreduziertes Management bzw. Eradikationsprogramme (Simberloff 2006, Genovesi et al. 2015). Solche Frühwarnsysteme mit der Möglichkeit, zeitnah in das Invasionsgeschehen einzugreifen (EWARS = engl. "early warning and rapid response systems"), zeichnen sich durch die Einfachheit des Verfahrens, die Möglichkeit des raschen

Eingreifens, die Übertragbarkeit auf nationaler und internationaler Ebene und wirtschaftliche Nachhaltigkeit aus (Laurino et al. 2021, 2019).

Im Fall von *V. velutina* eignet sich die Beteiligung der Bevölkerung bei der Suche nach Individuen und Nestern besonders gut (Abb. 4). Aufgrund der charakteristischen Erscheinung und der auffälligen Größe ist *V. velutina* für Laien nach einer Einschulungsphase identifizierbar und das Verwechslungspotential mit heimischen Arten (z.B. *V. crabro*, *Dolichovespula media*) wird reduziert. Der österreichische Erstfund wurde von einem Laien im Salzburger Krankenhaus-Areal erbracht und den Expert:innen der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) zur Bestätigung gemeldet (Schorkopf et al. 2024). Die Miteinbeziehung und Schulung von Imker:innen in EWARS trug in vielen europäischen Ländern (z.B. Frankreich, Spanien) zur erfolgreichen Vernichtung von Nestern bei (Leza et al. 2017, Laurino et al. 2019).

Fallen, Abwehrmöglichkeiten und Probleme für Nicht-Zielarten

Eine kostengünstige Möglichkeit zum Monitoring bzw. als mögliche Eradikationsmaßnahme bieten verschiedene Fallensysteme (detailliert zusammengefasst in: Turchi & Derijard 2018). Fallen können dem Nachweis neuer Arten, wie z. B. *Vespa soror,* dienen (Sánchez et al. 2024) und scheinen zunächst effizient. Allerdings gibt es keine spezifischen Lockfallensysteme für *V. velutina* (Rojas-Nossa et al. 2023). Studien aus Spanien berichten von Fangquoten von *V. velutina* unter 1 % bei drei getesteten Fallensystemen (Goldarazena et al. 2015, Rojas-Nossa et al. 2018). Während des Sommers und Herbstes (Zeit der höchsten Aktivität der Art) war die Fangquote von *V. velutina,* auch verglichen mit Nicht-Zielarten, wenig erfolgreich (Rojas-Nossa et al. 2018), was auf eine generell geringe Effizienz der Fallen mit Lockmittel hindeutet. Es gibt außerdem keine zuverlässigen und eindeutigen Ergebnisse, ob mit einer höheren Fangquote in der Nähe von Honigbienenständen zu rechnen ist (Rojas-Nossa et al. 2018). Das unkontrollierte Fangen und Töten von Nicht-Zielarten, wie z. B. anderen Vespidae-Arten, Dipteren oder Coleopteren, von denen auch einige Arten gefährdet und/oder sogar gesetzlich geschützt sind (z.B. *Lucanus cervus, V. crabro*), ist womöglich noch problematischer für die Insektenfauna als das Auftreten der Asiatischen Hornisse selbst (Villemant et al. 2011a, Rojas-Nossa et al. 2023). Eine weitere neue Entwicklung ist der Einsatz von Lebendfallen, wobei den Autor:innen bis Dato keine wissenschaftlichen Studien zu Effektivität und Effizienz bekannt sind. Von der Verwendung unspezifischer Fallen wird deshalb abgeraten. Die Evaluierung neuer Fallensysteme wird vor deren Einsatz empfohlen, um unerwünschte Auswirkungen auf gefährdete und gesetzlich geschützte Insektenarten in jedem Fall zu vermeiden.

Neben unspezifischen Lockfallensystemen stellten vergiftete Köder und kontaminierte Hornissennester eine Gefahr für Nicht-Zielarten, wie zum Beispiel Vögel, dar (Dauphin & Thomas 2009, Rome et al. 2011, Villemant et al. 2011a). Vor allem Abwehrsysteme die sich chemischer Methoden (z.B. Vergiftung von Arbeiterinnen als Überbringerinnen von Bioziden in die Kolonie) bedienen, haben oft mehr Nachteile für Nicht-Zielarten als Nutzen in der Bekämpfung von *V. velutina* (Turchi & Derijard 2018). Mechanische Abwehrsysteme, wie etwa Gitter vor Bienenstockeinfluglöchern oder sogenannte Electric

Harps, dürften für Nicht-Zielarten wenig problematisch sein und erwiesen sich als effiziente und praktikable Möglichkeit, um den Prädationsdruck auf Honigbienenvölker zu verringern (Rojas-Nossa et al. 2022a).

Die Vernichtung von Nestern (insbesondere Sekundärnestern) sollte aufgrund der Unfallgefahr für Mensch (durch Stiche) und Natur (unsachgemäße Vernichtung z. B. mit nicht geeigneten oder verbotenen Bioziden) jedenfalls Expert:innen überlassen werden (Lioy et al. 2022). Das Abtöten der Nester erfolgt meistens durch Permethrin oder weniger giftige Biozide wie Pyrethrum oder Kieselgur (Turchi & Derijard 2018). Bei einer rein mechanischen Möglichkeit der Nestentfernung wird der Nesteingang mit (Rasier-) Schaum verschlossen, das Nest anschließend in Plastikfolie oder einen geeigneten Beutel eingepackt, abgeschnitten und mindestens 48 Stunden eingefroren (Diaz et al. 2022).

Weitere Möglichkeiten zur Eindämmung der Hornissen ist deren biologische Kontrolle mittels natürlicher Gegenspieler, wie z. B. dem Wespenbussard (Martín-Ávila et al. 2024). Auch der Einsatz parasitärer Insekten, Nematoden oder Pilze wäre denkbar, diese Methoden bedürfen jedoch noch weiterer Erforschung (Turchi & Derijard 2018). Außerdem sollte beim Einsatz gebietsfremder Organismen das Risiko des Befalls von Nicht-Zielarten bedacht werden bzw. die Möglichkeit, dass gebietsfremde Gegenspieler selbst invasiv werden könnten (Brown et al. 2007).

Tracking zur Auffindung von Nestern

Eine effektive Managementstrategie, die auch wenig problematisch für Nicht-Zielarten ist, ist das Vernichten der Nester durch geschulte Expert:innen. Vor allem Sekundärnester, die sich typischerweise in Baumkronen befinden, sind schwer auffindbar. Verschiedene Tracking-Methoden (visuelles Verfolgen oder Radiotelemetrie) können hier helfen, um die Effizienz bei der Nestsuche zu erhöhen. In beiden Fällen macht man sich die Eigenschaft der sozialen Insekten zu Nutze: Arbeiterinnen kehren nach einem Jagdflug mit der Beute zum Nest zurück und geben so den Neststandort preis.

Visuelles Tracking

Bei der visuellen Verfolgung wird versucht, den Tieren mit bloßem Auge zu folgen. Dafür wird eine leichte Feder oder ein Papierstreifen in auffälliger Farbe mit einem dünnen Garn um die Taille einer oder mehrerer Arbeiterinnen gebunden. Die markierte Hornisse kann so mit dem bloßen Auge bzw. mit einem Feldstecher verfolgt werden (Wang et al. 2024). Die Methode ist günstig und sehr einfach umzusetzen, hat allerdings den Nachteil, dass sich markierte Tiere leichter in der Vegetation verfangen oder nicht zum Nest zurückfliegen, weil sie versuchen die Markierung loszuwerden (Turchi & Derijard 2018). Die rein visuelle Verfolgung eignet sich für offenes und flaches Terrain (Wang et al. 2024).

Eine weitere klassische visuelle Methode zur Auffindung und Verfolgung von mobilen Tieren ist die Triangulation. Dabei werden zumindest drei Individuen an unterschiedlichen Stellen gefangen und dann die Abflugrichtung dokumentiert. Unter der Prämisse, dass alle Individuen aus demselben Nest stammen, sollte das Nest im Bereich des Schnittpunktes der drei Abflugrichtungslinien liegen (Turchi & Derijard 2018). Durch die Verwen-

dung von Köderstationen im Gebiet mit hoher Nestdichte kann, zusätzlich zur Richtung des Abflugs, die Zeit, die die markierten Individuen zwischen dem Verlassen und dem Wiedererscheinen an einer Köderstation benötigen, zur Berechnung des Niststandortes miteinbezogen werden (Rojas-Nossa et al. 2022b). Der Nachteil dieser Methoden liegt in dem hohen Personal- und Zeitaufwand. Der Vorteil liegt im geringen Materialaufwand (Wang et al. 2024).

Eine neuere und ausgefeiltere Methode zur Markierung von Individuen nutzt Photolumineszenz-Tags, die Licht innerhalb von 1.400 nm reflektieren. Die Photolumineszenz-Tags werden mittels Kamera auf einer kleinen Drohne verfolgt (Walter et al. 2021).

Die Wärmebildtechnik kommt ganz ohne Markierungen von Individuen aus. Die von einem Objekt abgegebene Infrarotstrahlung wird detektiert und von der Kamera aufgenommen. Da *V. velutina*, wie auch andere soziale Wespen, die Nestwärme auf 28-30 °C hält, kann die Wärmebildtechnik helfen, die genaue Position eines Nestes zu bestimmen (z.B. Lioy et al. 2021). Diese Methode wird vor allem dann eingesetzt, wenn der Niststandort schon auf ein kleines Gebiet eingeschränkt wurde, aber die genaue Position aufgrund dichter Vegetation im Kronendach von Bäumen nicht erkennbar ist. Ein limitierender Faktor ist die Außentemperatur, denn je ähnlicher diese der Nesttemperatur ist, umso schwieriger können Nester durch Wärmebilder erkannt werden. Der Einsatz der Methode wird daher in den Morgenstunden empfohlen (Wang et al. 2024).

Radiotelemetrie

In der Radiotelemetrie werden passive von aktiven Telemetriesystemen unterschieden. Beide Systeme benötigen geschultes Fachpersonal zur Auswertung der Daten, und das Equipment ist vergleichsweise teurer als jenes für visuelles Tracking (Wang et al. 2024). Aktive Radiotelemetrie zeichnet sich durch schwerere Sender aus, die der Ortung mobiler Tiere dienen. Die Sender werden am Tier (Thorax, Abdomen) befestigt und senden im Ultrahochfrequenzbereich mittels Batterien Signale aus. Jeder Sender hat eine eigene Frequenz, sodass gleichzeitig mehrere Individuen markiert und aufgrund des spezifischen Signals unterschieden werden können. In den letzten Jahren wurden Sender mit geringem Gewicht (z.B. 180 mg Plecotus Solutions, Deutschland, oder 130 mg Lotek Newmarket ON, Kanada) entwickelt, durch die das Besendern von großen Insekten möglich wurde (z.B. Cavigliasso et al. 2020). Die Signale werden durch Antennenreceiver oder stationäre Empfängerstationen aufgezeichnet (Gottwald et al. 2019, Fisher et al. 2020).

Passive „harmonic radar"-Systeme bedienen sich sehr leichter Sender mit einem Eigengewicht von unter 20 mg (Kissling et al. 2014). Am besten funktioniert diese Methode im flachen Terrain mit offenem Landschaftscharakter. Dichte Vegetation und größere Höhenlagen beeinflussen die Transmission der Signale, wodurch die Detektionsdistanz (max. 900 m im flachen Terrain) geringer wird oder Signale nicht mehr detektierbar werden (Wang et al. 2024).

Auch Hornissen konnten mit solchen Sendern bereits erfolgreich bestückt werden (Kennedy et al. 2018). Kennedy et al. (2020) konnten zwar zeigen, dass *V. velutina*- Individuen mit einem Sender von weniger als 80 % ihres Körpergewichtes noch gut fliegen

können, allerdings kann es aufgrund des Gewichts der Sender zu Verhaltensänderungen der Individuen kommen (Batsleer et al. 2020, Kratschmer et al. 2025).

KI-gestützte Methoden

Um das Auffinden von invasiven Organismen zu verbessern und möglichst früh die Etablierung einer Population zu verhindern, können künstliche Intelligenz (KI)-gestützte Methoden herangezogen werden. KI-Methoden haben das Potenzial, *V. velutina* von anderen Bienen und Wespen mit einer hohen Genauigkeit optisch zu unterscheiden (Herrera et al. 2023, O'Shea-Wheller et al. 2024). In einem in England durchgeführten Test lag die mittlere Genauigkeit beim Erkennen von *V. velutina* durch Imker:innen und der Öffentlichkeit bei 0,06 % (Semmence 2023), wohingegen KI-gestützte Erkennungsmethoden eine Genauigkeit von ~74,5–83,3 % oder höher (z.B. VespAI) aufwiesen (Jeon et al. 2023, O'Shea-Wheller et al. 2024). Aber nicht nur für die Frühwarnung von Imker:innen, wenn Honigbienenvölker gerade einem Angriff unterliegen (Jeon et al. 2023), sondern auch in der Erforschung des Einflusses der Hornissenart auf andere Hymenopteren können KI-Methoden eingesetzt werden. O'Shea-Wheller et al. (2023) zeigten mittels Kamerafallen an *Bombus terrestris*-Nestern und KI-gestützter Auswertung des Bildmaterials, dass Prädationsversuche von *B. terrestris*-Kolonien durch *V. velutina* nicht erfolgreich waren.

Dünne Datengrundlage und offene Forschungsfragen

Das Vorkommen von *V. velutina* in Europa hatte zur Folge, dass innerhalb kurzer Zeit zahlreiche wissenschaftliche Studien (Google Scholar-Suche 110, Web of Science 131 und Scopus 122 Treffer für den Such-String: „*Vespa velutina* Europa" ab 2004; durchgeführt am 20.11.2024) publiziert wurden. Während Daten zu einem Erstfund für ein Land rasch publizierbar sind (z.B. in Ungarn war der Erstfund auf den 10.8.2023 datiert, die Publikation erschien 18 Tage später; Márta & Vas 2023), sind reproduzierbare, wissenschaftlich-fundierte und quantifizierbare Erhebungen zu Verhalten und Schadeinwirkungen wesentlich aufwendiger zu erheben und erfordern größere zeitliche und finanzielle Ressourcen. Hier sehen sich Invasionsbiolog:innen einem Trade-off gegenüber: Invasive Organismen verlangen meist nach raschem Handeln, während der Erkenntnisgewinn über ein erfolgsversprechendes Management Zeit erfordert.

Limitierte Ressourcen bei der Datenerhebung haben zur Folge, dass Publikationen mit fragwürdiger Aussagekraft veröffentlicht werden. Genetische Studien mit einer reduzierten Stichprobengröße, vor allem aus dem Ursprungsgebiet, die mit wenig sensiblen Methoden durchgeführt wurden, liefern nicht genügend Anhaltspunkte zur Klärung der Herkunft und somit auch zur Einschleppungspforte (z.B. Quaresma et al. 2022). Hinweise auf Einschleppungspforten wären hinsichtlich der Verhinderung zukünftiger Invasionsereignisse aber dringend notwendig.

Ohne evidenzbasierte, quantifizierbare Ergebnisse bleibt im Fall von *V. velutina* Raum für Spekulationen. Publikationen, die ohne Replikate oder Kontrollgruppen designt wurden oder in Gebieten mit der vermutlich höchsten Dichte an *V. velutina*-Nestern stattfanden (cf. Monceau et al. 2013, Rodríguez-Flores et al. 2019), liefern nur begrenzt statistisch

auswertbare, repräsentative Ergebnisse für ganz Europa. Einige dieser Studien wurden zu einem Zeitpunkt durchgeführt, zu dem sich die Asiatische Hornisse gerade in Ausbreitung befand und in vielen Regionen noch nicht bzw. in sehr geringer Abundanz vorkam. Es wäre folglich ratsam, Studien zur Invasionsdynamik hinsichtlich ihrer zeitlichen und geografischen Ausrichtung zu bewerten und die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf eine bestimmte Region zu evaluieren.

Wird weiterhin verabsäumt, zwischen Anekdoten und quantifizierbaren, statistisch belegten Ergebnissen zu unterscheiden, und werden vermeintliche Fakten bzw. Extremangaben ohne Hintergrunddetails (z.B. Ausbreitungsgeschwindigkeiten) in nachfolgenden Publikationen rezitiert, entsteht, wie im Falle von *V. velutina,* ein verzerrter Befund des tatsächlichen Schadbildes einer Art für Gesamteuropa. Dokumentationen von lokalen Imkereiverbänden zu Winterverlusten können in Publikationen als anekdotische Randbemerkungen erwähnt werden (z.B. Monceau & Thiery 2016, Laurino et al. 2019), diese Beobachtungen sind allerdings keine wissenschaftlich-fundierten, statistisch belegten Angaben. Belege über kausale Zusammenhänge zwischen Winterverlusten und der Präsenz von *V. velutina* bleiben meist aus. Wir schlussfolgern, dass, basierend auf der angeführten Literaturrecherche, Einschätzungen, die durch reproduzierbare, quantifizierbare Ergebnisse zu den Auswirkungen von *V. velutina* auf die Imkerei erlangt wurden, bis dato fehlen bzw. auf theoretischen Modellrechnungen gründen (Requier et al. 2019).

Neben unvollständig beantworteten Fragen zum Schadbild von *V. velutina* für die Imkerei bleiben die wichtigsten Forschungsfragen hinsichtlich der Auswirkungen auf die heimische Biodiversität bislang ebenfalls offen. Erkenntnisse in diesem Bereich wären jedoch wichtig, um eine tatsächliche Schadwirkung außerhalb der vielzitierten ökonomischen, anthropozentrischen Sichtweise zu klären. Solche Studien haben einen hohen Ressourcenaufwand und werden aufgrund des weniger offensichtlichen, direkten Nutzens für Menschen vermutlich schwieriger zu finanzieren sein.

Zusammenfassung und Ausblick

Mit der Globalisierung treffen immer mehr gebietsfremde Arten, unter anderem auch Wespen, in Europa ein. Mittlerweile wurden drei weitere gebietsfremde Hornissen in Europa beschrieben: *Vespa orientalis* L., 1771 besiedelt ein großes Gebiet von Indien über den Nahen Osten bis nach Südosteuropa und wurde u. a. in Italien gefunden (z.B. Fajardo & Sánchez 2020); die 2022 erstmals in Spanien dokumentierten Arten *Vespa bicolor* Fabricius, 1787 (Castro 2010) und *Vespa soror* Buysson, 1905 (Sánchez et al. 2024) wurden, vergleichbar mit *V. velutina*, aus Asien eingeschleppt.

Auch in Österreich steigen die Zahlen gebietsfremder, invasiver Arten (Umweltbundesamt 2024). Im Frühjahr 2024 wurde eine einzelne *V. velutina*-Arbeiterin erstmalig in Salzburg gefunden (Schorkopf et al. 2024). Beobachtungen eines Nests wurden bis Frühjahr 2025 in Österreich nicht publik. *Vespa velutina* erweist sich allerdings als Opportunist und Überlebenskünstler in der Besiedelung neuer Lebensräume. Es bleibt also abzuwarten, wann und aus welchem Gebiet weitere Meldungen von Arbeiterinnen und Königinnen der Asiatischen Hornisse in Österreich bekannt werden. Die entscheidende

Frage wird sein, ob eine regionale Etablierung der Art in Österreich gelingt. Horrende ökonomische Schäden, wie sie für Frankreich aktuell geschätzt werden (Requier et al. 2023), scheinen für die österreichische Imkerzukunft auf Basis der derzeitigen Datenlage nicht realistisch. Mit einem funktionierenden Frühwarnsystem und effizienten Eradikationsmaßnahmen bei einer Nestlokalisation können diese Kosten drastisch minimiert werden.

Bis zu einer tatsächlichen Invasion von *V. velutina* in Österreich und dem Auftreten eines Schadbildes, bietet diese Hornisse eine gute Möglichkeit über invasive Arten aufzuklären und über Mittel und Wege zur Verhinderung weiterer Neuankömmlinge im wissenschaftlichen sowie im gesellschaftlichen Kontext zu diskutieren. Ein nüchterner Diskurs über invasive Arten verzichtet auf die Reproduktion von Extremangaben, bezieht sich auf statistisch belegbare Fakten und Zahlen, ohne den Raum vor sorgenvollen Perspektiven von z. B. der Imkerei zu schließen (Probert et al. 2022). Es bedarf der Verantwortung und Umsicht der Wissenschaftler:innen, wie die Kommunikation über invasive Arten in die Öffentlichkeit getragen wird.

Bisherige Studien fokussierten sich, mit wenigen Ausnahmen, auf den von *V. velutina* ausgehenden befürchteten ökonomischen Schaden im Imkereisektor. Dies kann unter anderem an der Zugänglichkeit der Beobachtungsmöglichkeiten von Honigbienenstöcken liegen, im Gegensatz zu den vergleichbar eher aufwendigen Ansprüchen eines Studiendesigns zur Analyse von biodiversitätsschädigenden Einflüssen. Daraus resultierte ein emotionsgeladenes Bild von *V. velutina* als grausame Honigbienen-Jägerin. Honigbienen sind unbestritten eine attraktive Futterquelle: Sie kommen in hohen Dichten vor und stellen eine proteinreiche Nahrungsquelle dar. Welchen tatsächlichen Schaden *V. velutina* in Österreich anrichten wird, bleibt ungeklärt und wird, so hoffen die Autorinnen, in Zukunft weniger Gegenstand von Spekulationen, sondern vielmehr Basis wissenschaftlicher Studien sein.

Literaturverzeichnis

Aizen M.A., Morales C.L. & Morales J.M. 2008: Invasive mutualists erode native pollination webs. – PLoS Biology 6: e31. doi.org/10.1371/journal.pbio.0060031

Akademie der Naturwissenschaften Schweiz 2017: Invasive Hornisse erreicht die Schweiz. – https://scnat.ch/de/uuid/i/39e35b68-263c-59de-9492-7dc598af278f-Invasive_Hornisse_erreicht_die_Schweiz# (abgerufen am: 7.11.24).

Arca M., Papachristoforou A., Mougel F., Rortais A., Monceau K., Bonnard O., Tardy P., Thiéry D., Silvain J.-F. & Arnold G. 2014: Defensive behaviour of *Apis mellifera* against *Vespa velutina* in France: testing whether European honeybees can develop an effective collective defence against a new predator. – Behavioural Processes 106: 122–129. doi.org/10.1016/j.beproc.2014.05.002

Arca M., Mougel F., Guillemaud T., Dupas S., Rome Q., Perrard A., Muller F., Fossoud A., Capdevielle-Dulac C., Torres-Leguizamon M., Chen X.X., Tan J.L., Jung C., Villemant C., Arnold G. & Silvain J.-F. 2015a: Reconstructing the invasion and the demographic history of the yellow-legged hornet, *Vespa velutina*, in Europe. – Biological Invasions 17: 2357–2371. doi.org/10.1007/s10530-015-0880-9

Archer M. 2008: Taxonomy, distribution and nesting biology of species of the genera *Provespa* Ashmead and *Vespa* Linnaeus (Hymenoptera, Vespidae). – Entomologists Monthly Magazine 144: 69–101.

Batsleer F., Bonte D., Dekeukeleire D., Goossens S., Poelmans W., Van der Cruyssen E., Maes D. & Vandegehuchte M.L. 2020: The neglected impact of tracking devices on terrestrial arthropods. – Methods in Ecology and Evolution 11: 350–361. doi.org/10.1111/2041-210X.13356

Becher M.A., Grimm V., Thorbek P., Horn J., Kennedy P.J. & Osborne J.L. 2014: BEEHAVE: a systems model of honeybee colony dynamics and foraging to explore multifactorial causes of colony failure. – Journal of Applied Ecology 51: 470–482. doi.org/10.1111/1365-2664.12222

Beggs J.R., Brockerhoff E.G., Corley J.C., Kenis M., Masciocchi M., Muller F., Rome Q. & Villemant C. 2011: Ecological effects and management of invasive alien Vespidae. – Biological Control 56: 505–526. doi.org/10.1007/s10526-011-9389-z

Bellard C., Cassey P. & Blackburn T.M. 2016: Alien species as a driver of recent extinctions. – Biology Letters 12: 1–4. doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623

Bertolino S., Lioy S., Laurino D., Manino A. & Porporato M. 2016: Spread of the invasive yellow-legged hornet *Vespa velutina* (Hymenoptera: Vespidae) in Italy. – Applied Entomology and Zoology 51: 589–597. doi.org/10.1007/s13355-016-0435-2

Blackburn T.M., Essl F., Evans T., Hulme P.E., Jeschke J.M., Kühn I., Kumschick S., Marková Z., Mrugała A., Nentwig W., Pergl J., Pyšek P., Rabitsch W., Ricciardi A., Richardson D.M., Sendek A., Vilà M., Wilson J.R.U., Winter M., Genovesi P. & Bacher S. 2014: A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. – PLoS Biology 12: e1001850. doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850

Bradshaw C.J.A., Leroy B., Bellard C., Roiz D., Albert C., Fournier A., Barbet-Massin M., Salles J.-M., Simard F. & Courchamp F. 2016: Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. – Nature Communications 7: 1–8. doi.org/10.1038/ncomms12986

Brown P.M.J., Adriaens T., Bathon H., Cuppen J., Goldarazena A., Hägg T., Kenis M., Klausnitzer B.E.M., Kovár I., Loomans A.J.M., Majerus M.E.N., Nedved O., Pedersen O., Rabitsch W., Roy H.E., Ternois V., Zakharov I.A. & Roy D.B. 2007: *Harmonia axyridis* in Europe: spread and distribution of a non-native coccinellid. In: Roy H.E. & Wajnberg E. (Hrsg.): From biological control to invasion: the ladybird *Harmonia axyridis* as a model species. Springer. 5–21. doi.org/10.1007/978-1-4020-6939-0_2

Brittain C., Williams N., Kremen C. & Klein A.-M. 2013: Synergistic effects of non-*Apis* bees and honey bees for pollination services. – Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 280: 20122767. doi.org/10.1098/rspb.2012.2767

Brunton-Martin A.L., Gaskett A.C. & Kokko H. 2021: Resilience of haplodiploids to being exploited by sexually deceptive plants. – OIKOS 130: 2053–2063. doi.org/10.1111/oik.08374

Budge G.E., Hodgetts J., Jones E.P., Ostojá-Starzewski J.C., Hall J., Tomkies V., Semmence N., Brown M., Wakefield M. & Stainton K. 2017: The invasion, provenance and diversity of *Vespa velutina* Lepeletier (Hymenoptera: Vespidae) in Great Britain. – PLoS One 12: e0185172. doi.org/10.1371/journal.pone.0185172

Carisio L., Cerri J., Lioy S., Bianchi E., Bertolino S. & Porporato M. 2022: Impacts of the invasive hornet *Vespa velutina* on native wasp species: a first effort to understand population-level effects in an invaded area of Europe. – Journal of Insect Conservation 26: 663–671. doi.org/10.1007/s10841-022-00405-3

Carvalho J., Hipólito D., Santarém F., Martins R., Gomes A., Carmo P., Rodrigues R., Grosso-Silva J. & Fonseca C. 2020: Patterns of *Vespa velutina* invasion in Portugal using crowd-sourced data. – Insect Conservation and Diversity 13: 501–507. doi.org/10.1111/icad.12418

Castro L. & Pagola-Carte S. 2010: *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Vespidae), recolectada en la Península Ibérica. – Heteropterus Revista de Entomología 10: 193–196.

Catford J.A., Jansson R. & Nilsson C. 2009: Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. – Diversity and Distributions 15: 22–40. doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x

Cavigliasso P., Phifer C.C., Adams E.M., Flaspohler D., Gennari G.P., Licata J.A. & Chacoff N.P. 2020: Spatio-temporal dynamics of landscape use by the bumblebee *Bombus pauloensis* (Hymenoptera: Apidae) and its relationship with pollen provisioning. – PLoS One 15: e0216190. doi.org/10.1371/journal.pone.0216190

Cherix D. & Seehausen L. 2023: Asiatische Hornisse in der Schweiz im Jahr 2023. – Schweizerische Bienen-Zeitung 8.

Cini A., Cappa F., Petrocelli I., Pepiciello I., Bortolotti L. & Cervo R. 2018: Competition between the native and the introduced hornets *Vespa crabro* and *Vespa velutina*: a comparison of potentially relevant life-history traits. – Ecological Entomology 43: 351–362. doi.org/10.1111/een.12507

Crooks J.A. 2005: Lag times and exotic species: the ecology and management of biological invasions in slow-motion. – Écoscience 12: 316–329. doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-316.1

Dauphin P. & Thomas H. 2009: Quelques données sur le contenu des "pièges à Frelons asiatiques" posés à Bordeaux (Gironde) en 2009. – Bulletin de la Société linnéenne de Bordeaux 37: 287–297.

Demichelis S., Manino A., Minuto G., Mariotti M. & Porporato M. 2014: Social wasp trapping in north west Italy: comparison of different bait-traps and first detection of *Vespa velutina*. – Bulletin of Insectology 67: 307–317.

Diagne C., Leroy B., Vaissière A.-C., Gozlan R.E., Roiz D., Jarić I., Salles J.-M., Bradshaw C.J.A. & Courchamp F. 2021: High and rising economic costs of biological invasions worldwide. – Nature 592: 571–576. doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6

Diaz A., Grünewald S. & Wimmer W. 2022: Technischer Leitfaden zur Überwachung, Kontrolle und Prävention der invasiven asiatischen Hornisse *Vespa velutina* in Europa. – Projekt: Aus- und Weiterbildung und Kapazitätsaufbau im Bereich Bienenzucht und Zivilschutz; kofinanziert aus dem Programm Erasmus+.

Diéguez-Antón A., Escuredo O., Seijo M.C. & Rodríguez-Flores M.S. 2022: Embryo, relocation and secondary nests of the invasive species *Vespa velutina* in Galicia (NW Spain). – Animals 12: 2781. doi.org/10.3390/ani12202781

Dillane E., Hayden R., O'Hanlon A., Butler F. & Harrison S. 2022: The first recorded occurrence of the Asian hornet (*Vespa velutina*) in Ireland, genetic evidence for a continued single invasion across Europe. – Journal of Hymenoptera Research 93: 131–138. doi.org/10.3897/jhr.93.91209

Ding G., Xu H., Oldroyd B.P. & Gloag R.S. 2017: Extreme polyandry aids the establishment of invasive populations of a social insect. – Heredity 119: 381–387. doi.org/10.1038/hdy.2017.49

Downing J.L. & Liu H. 2012: Friend or foe? Impacts of the introduced tropical oil bee *Centris nitida* on a threatened and specialized native mutualism in Southern Florida. – Biological Invasions 14: 2175–2185. doi.org/10.1007/s10530-012-0223-z

Fajardo M.D.C. & Sánchez I. 2020: Ciencia ciudadana, globalización y especies invasoras. El caso del avispón oriental, *Vespa orientalis* Linneus 1771 en Algeciras. Almoraima. – Revista de Estudios Campogibraltareños 52: 233–238.

Fisher K.E., Adelman J.S. & Bradbury S.P. 2020: Employing Very High Frequency (VHF) radio telemetry to recreate monarch butterfly flight paths. – Environmental Entomology 49: 312–323. doi.org/10.1093/ee/nvaa019

Fornoff F., Lanner J., Orr M.C., Xie T., Guo S., Guariento E., Tuerlings T., Smagghe G., Parys K., Ćetković A., Bila Dubaić J., Geslin B., Scharnhorst S.V., Pachinger B., Klein A.-M. & Meimberg H. 2024: Home-and-away comparisons of life history traits indicate enemy release and founder effects of the solitary bee, *Megachile sculpturalis*. – Basic and Applied Ecology 76: 69–79. doi.org/10.1016/j.baae.2024.02.008

Genovesi P., Carboneras C., Vilà M. & Walton P. 2015: EU adopts innovative legislation on invasive species: a step towards a global response to biological invasions? – Biological Invasions 17: 1307–1311. doi.org/10.1007/s10530-014-0817-8

Gippet J.M., Liebhold A.M., Fenn-Moltu G. & Bertelsmeier C. 2019: Human-mediated dispersal in insects. – Current Opinion in Insect Science 35: 96–102. doi.org/10.1016/j.cois.2019.07.005

Goldarazena A., de Heredia I.P., Romon P., Iturrondobeitia J.C, Gonzalz M. & Lopez S. 2015: Spread of the yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* du Buysson (Hymenoptera: Vespidae) across Northern Spain. – EPPO Bulletin 45: 133–138. doi.org/10.1111/epp.12185

Gottwald J., Zeidler R., Friess N., Ludwig M., Reudenbach C. & Nauss T. 2019: Introduction of an automatic and open-source radio-tracking system for small animals. – Methods in Ecology and Evolution 10: 2163–2172. doi.org/10.1111/2041-210X.13294

Granato A., Negrisolo E., Bonomi J., Zulian L., Cappa F., Bortolotti L. & Mutinelli F. 2019: Recent confirmation of a single haplotype in the Italian population of *Vespa velutina*. – Biological Invasions 21: 2811–2817. doi.org/10.1007/s10530-019-02051-4

Grosso-Silva J.M. & Maia M. 2012: *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera, Vespidae), new species for Portugal. – Arquivos Entomolóxicos 6: 53–54.

Herrera C., Williams M., Encarnação J., Roura-Pascual N., Faulhaber B., Jurado-Rivera J.A. & Leza M. 2023: Automated detection of the yellow-legged hornet (*Vespa velutina*) using an optical sensor with machine learning. – Pest Management Science 79: 1225–1233. doi.org/10.1002/ps.7296

Herrera C., Ferragut J.F., Leza M. & Jurado-Rivera J.A. 2024: Invasion genetics of the yellow-legged hornet *Vespa velutina* in the Westernmost Mediterranean archipelago. – Journal of Pest Science 97: 645–656. doi.org/10.1007/s10340-023-01680-y

Hoffmann B.D. & Courchamp F. 2016: Biological invasions and natural colonisations: are they that different? – Neobiota 29: 1–14. doi.org/10.3897/neobiota.29.6959

Hulme P.E. 2009: Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. – Journal of Applied Ecology 46: 10–18. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x

Isaacs R., Williams N., Ellis J., Pitts-Singer T.L., Bommarco R. & Vaughan M. 2017: Integrated crop pollination: combining strategies to ensure stable and sustainable yields of pollination-dependent crops. — Basic and Applied Ecology 22: 44–60. doi.org/10.1016/j.baae.2017.07.003

Jeon M.-S., Jeong Y., Lee J., Yu S.-H., Kim S., Kim D., Kim K.-C., Lee S., Lee C.-W. & Choi I. 2023: Deep learning-based portable image analysis system for real-time detection of *Vespa velutina*. – Applied Sciences 13: 7414. doi.org/10.3390/app13137414

Kennedy P.J., Ford S.M., Poidatz J., Thiéry D. & Osborne J.L. 2018: Searching for nests of the invasive Asian hornet (*Vespa velutina*) using radio-telemetry. – Communications Biology 1: 88. doi.org/10.1038/s42003-018-0092-9

Kissling W., Pattemore D.E. & Hagen M. 2014: Challenges and prospects in the telemetry of insects. – Biological Reviews 89: 511–530. doi.org/10.1111/brv.12065

Klein A.-M., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C. & Tscharntke T. 2007: Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. – Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 274: 303–313. doi.org/10.098/rspb.2006.3721

Kratschmer S., Milchram M., Landler L., Burgstaller S., Spiessberger M., Schuller N., Gröticke D., Wacker H., Dönz V., Planitzer A., Ihle F., Suarez-Rubio M. & Lanner J. 2025: Tracking large bees in open landscapes with active radio tags – advantages and callenges using stationary receivers. – Journal of Animal Ecology. doi.org/10.1111/1365-2656.70061

Lanner J., Dubos N., Geslin B., Leroy B., Hernández-Castellano C., Bila Dubaić J., Bortolotti L., Díaz-Calafat J., Ćetković A., Flaminio S., Le Féon V., Margalef-Marrassé J., Orr M.C., Pachinger B., Ruzzier E., Smagghe G., Tuerlings T., Vereecken N.J. & Meimberg H. 2022: On the road: anthropogenic factors drive the invasion risk of a wild solitary bee species. – Science of The Total Environment 827: 154246. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154246

Laurino D., Lioy S., Carisio L., Manino A. & Porporato M. 2019: *Vespa velutina*: an alien driver of honey bee colony losses. – Diversity 12: 5. doi.org/10.3390/d12010005

Laurino D., Gajger I.T., Lioy S. & Porporato M. 2021: COLOSS task force to investigate and reduce *Vespa velutina* impacts and spread. – Bee World 99: 26-28. doi.org/10.1080/0005772X.2021.2006504

Leza M., Miranda M.Á. & Colomar V. 2018: First detection of *Vespa velutina nigrithorax* (Hymenoptera: Vespidae) in the Balearic Islands (Western Mediterranean): a challenging study case. – Biological Invasions 20: 1643–1649. doi.org/10.1007/s10530-017-1658-z

Leza M., Herrera C., Picó G., Morro T. & Colomar V. 2021: Six years of controlling the invasive species *Vespa velutina* in a Mediterranean island: the promising results of an eradication plan. – Pest Management Science 77: 2375–2384. doi.org/10.1002/ps.6264

Lioy S., Bianchi E., Biglia A., Bessone M., Laurino D. & Porporato M. 2021: Viability of thermal imaging in detecting nests of the invasive hornet *Vespa velutina*. – Insect Science 28: 271–277. doi.org/10.1111/1744-7917.12760

Lioy S., Bergamino C. & Porporato M. 2022: The invasive hornet *Vespa velutina*: distribution, impacts and management options. – CABI Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources, 2022. doi.org/10.1079/cabireviews202217030

Lioy S., Carisio L., Manino A. & Porporato M. 2023: Climatic niche differentiation between the invasive hornet *Vespa velutina nigrithorax* and two native hornets in Europe, *Vespa crabro* and *Vespa orientalis*. – Diversity 15: 495. doi.org/10.3390/d15040495

Liu Z., Chen S., Zhou Y., Xie C., Zhu B., Zhu H., Liu S., Wang W., Chen H. & Ji Y. 2015: Deciphering the venomic transcriptome of killer-wasp *Vespa velutina*. – Scientific Reports 5: 9454. doi.org/10.1038/srep09454

Lueje Y.R., Jácome M.A. & Servia M.J. 2024: New problems for old vineyards: mitigating the impacts of yellow-legged hornets (*Vespa velutina*) in a historical wine-producing area. – Agriculture, Ecosystems and Environment 367: 108969. doi.org/10.1016/j.agee.2024.108969

Márta T. & Vas Z. 2023: First record of *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 from Hungary (Hymenoptera: Vespidae). – Folia Entomologica Hungarica 84: 105–108. doi.org/10.17112/FoliaEntHung.2023.84.105

Martín D., 2024: The asian wasp returns to Mallorca. https://recuperacionfaunabaleares.es/en/the-asian-wasp-returns-to-mallorca/ (abgerufen am: 3 März 2025).

Martín-Ávila J.Á., Días-Aranda L.M., Fernández-Pereira J.M. & Rebollo S. 2025: The European honey buzzard (*Pernis apivorus*) as an ally for the control of the invasive yellow-legged hornet (*Vespa velutina nigrithorax*). – Pest Management Science. doi.org/10.1002/ps.8622

Matsuura M., Yamane S., Sakagami S.F. & Matsuura M. 1990: Biology of the vespine wasps: With 104 figures. [Aus d. Japan. übers.]. Springer, Berlin Heidelberg. 323 pp.

Moller H. 1996: Lessons for invasion theory from social insects. – Biological Conservation, Invasion Biology 78: 125–142. doi.org/10.1016/0006-3207(96)00022-5

Monceau K., Arca M., Leprêtre L., Mougel F., Bonnard O., Silvain J.-F., Maher N., Arnold G. & Thiéry D. 2013: Native prey and invasive predator patterns of foraging activity: the case of the yellow-legged hornet predation at European honeybee hives. – PLoS One 8: e66492. doi.org/10.1371/journal.pone.0066492

Monceau K., Bonnard O. & Thiéry D. 2014: *Vespa velutina*: a new invasive predator of honeybees in Europe. – Journal of Pest Science 87: 1–16. doi.org/10.1007/s10340-013-0537-3

Monceau K., Maher N., Bonnard O. & Thiéry D. 2015: Evaluation of competition between a native and an invasive hornet species: do seasonal phenologies overlap? – Bulletin of Entomological Research 105: 462–469. doi.org/10.1017/S0007485315000280

Monceau K. & Thiery D. 2016: *Vespa velutina*: current situation and perspectives. – Italiana di Entomologia 2016: 137–142.

Monceau K. & Thiéry D. 2017: *Vespa velutina* nest distribution at a local scale: an 8-year survey of the invasive honeybee predator. – Insect Science 24: 663–674. doi.org/10.1111/1744-7917.12331

Monceau K., Arca M., Leprêtre L., Bonnard O., Arnold G. & Thiéry D. 2018: How *Apis mellifera* behaves with its invasive hornet predator *Vespa velutina*? – Journal of Insect Behaviour 31: 1–11. doi.org/10.1007/s10905-017-9658-5

Monsalve R.I., Gutiérrez R., Hoof I. & Lombardero M. 2020: Purification and molecular characterization of phospholipase, antigen 5 and hyaluronidases from the venom of the Asian hornet (*Vespa velutina*). –PLoS One 15: e0225672. doi.org/10.1371/journal.pone.0225672

Nave A., Godinho J., Fernandes J., Garcia A.I., Ferreira Golpe M.A. & Branco M. 2024: *Vespa velutina*: a menace for Wester Iberian fruit production. – Cogent Food and Agriculture 10: 2313679. doi.org/10.1080/23311932.2024.2313679

Noor-ul-Ane M. & Jung C. 2021: Supercooling points (SCPs) of social hymenopterans, *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) and *Vespa velutina* (Hymenoptera: Vespidae). – Journal of Apiculture 36: 71–76. doi.org/10.17519/apiculture.2021.06.36.2.71

Ollerton J., Winfree R. & Tarrant S. 2011: How many flowering plants are pollinated by animals? – Oikos 120: 321–326. doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x

O'Shea-Wheller T.A., Curtis R.J., Kennedy P.J., Groom E.K.J., Poidatz J., Raffle D.S., Rojas-Nossa S.V., Bartolomé C., Dasilva-Martins D., Maside X., Mato S. & Osborn J.L. 2023: Quantifying the impact of an invasive hornet on *Bombus terrestris* colonies. – Communications Biology 6: 1–12. doi.org/10.1038/s42003-023-05329-5

O'Shea-Wheller T.A., Corbett A., Osborne J.L., Recker M. & Kennedy P.J. 2024: VespAI: a deep learning-based system for the detection of invasive hornets. – Communications Biology 7: 1–11. doi.org/10.1038/s42003-024-05979-z

Perrard A., Pickett K., Villemant C., Kojima J. & Carpenter J. 2013: Phylogeny of hornets: a total evidence approach (Hymenoptera, Vespidae, Vespinae, Vespa). – Journal of Hymenoptera Research 32: 1–15. doi.org/10.3897/jhr.32.4685

Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O. & Kunin W.E. 2010: Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. – Trends in Ecology and Evolution 25: 345-353.

Probert A.F., Wegmann D., Volery L., Adriaens T., Bakiu R., Bertolino S., Essl F., Gervasini E., Groom Q., Latombe G., Marisavljevic D., Mumford J., Pergl J., Preda C., Roy H.E., Scalera R., Teixeira H., Tricarico E., Vanderhoeven S. & Bacher S. 2022: Identifying, reducing, and communicating uncertainty in community science: a focus on alien species. – Biological Invasions 24: 3395–3421. doi.org/10.1007/s10530-022-02858-8

Purkart A., Semelbauer M., Šima P., Lukáš J., Hoffner S., Fedor P. & Senko D. 2024: First records of invasive *Vespa velutina nigrithorax* Buysson, 1905 (Hymenoptera: Vespidae) and *Megachile sculpturalis* Smith, 1853 (Hymenoptera: Megachilidae) in Slovakia. – PrePrint. https://doi.org/10.1101/2024.10.21.619466

Puth L. & Post D. 2005: Studying invasion: have we missed the boat? – Ecology Letters 8: 715–721. doi.org/doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00774.x

Pyšek P., Hulme P.E., Simberloff D., Bacher S., Blackburn T.M., Carlton J.T., Dawson W., Essl F., Foxcroft L.C., Genovesi P., Jeschke J.M., Kühn I., Liebhold A.M., Mandrak N.E., Meyerson L.A., Pauchard A., Pergl J., Roy H.E., Seebens H., Kleunen M. van Vilà M., Wingfield M.J. & Richardson D.M. 2020: Scientists' warning on invasive alien species. – Biological Reviews 95: 1511–1534. doi.org/10.1111/brv.12627

Quaresma A., Henriques D., Godinho J., Maside X., Bortolotti L. & Pinto M.A. 2022: Invasion genetics of the Asian hornet *Vespa velutina nigrithorax* in Southern Europe. – Biological Invasions 24: 1479–1494. doi.org/10.1007/s10530-022-02730-9

Renault D., Angulo E., Cuthbert R.N., Haubrock P.J., Capinha C., Bang A., Kramer A.M. & Courchamp F. 2022: The magnitude, diversity, and distribution of the economic costs of invasive terrestrial invertebrates worldwide. – Science of The Total Environment 835: 155391. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155391

Requier F., Rome Q., Chiron G., Decante D., Marion S., Menard M., Muller F., Villemant C. & Henry M. 2019: Predation of the invasive Asian hornet affects foraging activity and survival probability of honey bees in Western Europe. – Journal of Pest Science 92: 567–578. doi.org/10.1007/s10340-018-1063-0

Requier F., Fournier A., Pointeau S., Rome Q. & Courchamp F. 2023: Economic costs of the invasive yellow-legged hornet on honey bees. – Science of The Total Environment 898: 165576. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165576

Requier F., Nürnberger F., Rojas-Nossa S.V. & Rome Q. 2024: Spatial distribution of *Vespa velutina*-mediated beekeeping risk in France and Germany. – Journal of Pest Science 98: 203–211. doi.org/10.1007/s10340-024-01782-1

Ricciardi A., Blackburn T.M., Carlton J.T., Dick J.T.A., Hulme P.E., Iacarella J.C., Jeschke J.M., Liebhold A.M., Lockwood J.L., MacIsaac H.J., Pyšek P., Richardson D.M., Ruiz G.M., Simberloff D., Sutherland W.J., Wardle D.A. & Aldridge D.C. 2017: Invasion science: a horizon scan of emerging challenges and opportunities. – Trends in Ecology & Evolution 32: 464–474. doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.007

Ries C., Schneider N., Vitali F. & Weigand A. 2021: First records and distribution of the invasive alien hornet *Vespa velutina nigrithorax* du Buysson, 1905 (Hymenoptera: Vespidae) in Luxembourg. – Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois 123: 181–193.

Robinet C., Suppo C. & Darrouzet E. 2017: Rapid spread of the invasive yellow-legged hornet in France: the role of human-mediated dispersal and the effects of control measures. – Journal of Applied Ecology 54: 205–215. doi.org/10.1111/1365-2664.12724

Rodríguez-Flores M.S., Seijo-Rodríguez A., Escuredo O. & Seijo-Coello M.D.C. 2019: Spreading of *Vespa velutina* in northwestern Spain: influence of elevation and meteorological factors and effect of bait trapping on target and non-target living organisms. – Journal of Pest Science 92: 557–565. doi.org/10.1007/s10340-018-1042-5

Rojas-Nossa S.V., Novoa N., Serrano A. & Calviño-Cancela M. 2018: Performance of baited traps used as control tools for the invasive hornet *Vespa velutina* and their impact on non-target insects. – Apidologie 49: 872–885. doi.org/10.1007/s13592-018-0612-0

Rojas-Nossa S.V. & Calviño-Cancela M. 2020: The invasive hornet *Vespa velutina* affects pollination of wild plant through changes in abundance and behaviour of floral visitors. – Biological Invasions 22: 2609–2618. doi.org/10.1007/s10530-020-02275-9

Rojas-Nossa S.V., Dasilva-Martins D., Mato S., Bartolomé C., Maside X. & Garrido J. 2022a: Effectiveness of electric harps in reducing *Vespa velutina* predation pressure and consequences for honey bee colony development. – Pest Management Science 78: 5142–5149. https://doi.org/10.1002/ps.7132

Rojas-Nossa S.V., Álvarez P., Garrido J. & Calviño-Cancela M. 2022b: Method for nest detection of the yellow-legged hornet in high density areas. – Frontiers in Insect Science 2: 1–5. doi.org/10.3389/finsc.2022.851010

Rojas-Nossa S.V., Mato S., Feijoo P., Lagoa A. & Garrido J. 2023: Comparison of effectiveness and selectiveness of baited traps for the capture of the invasive hornet *Vespa velutina*. – Animals 14: 129. doi.org/10.3390/ani14010129

Rome Q., Muller F., Gargominy O. & Villemant C. 2009: Bilan 2008 de l'invasion de *Vespa velutina* Lepeletier en France (Hymenoptera, Vespidae). – Bulletin de la Société entomologique de France114: 297–302. doi.org/10.3406/bsef.2009.2741

Rome Q., Perrard A., Muller F. & Villemant C. 2011: Monitoring and control modalities of a honeybee predator, the yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* (Hymenoptera: Vespidae). – Alien Invasive Species Bulletin 31: 7–15.

Rome Q., Dambrine L., Onate C., Muller F., Villemant C., García-Pérez A.L., Maia M., Carvalho-Esteves P. & Bruneau E. 2013: Spread of the invasive hornet *Vespa velutina* Lepeletier, 1836, in Europe in 2012 (Hym., Vespidae). – Bulletin de la Société entomologique de France 118: 21–22. doi.org/10.3406/bsef.2013.2580

Rome Q., Muller F.J., Touret-Alby A., Darrouzet E., Perrard A. & Villemant C. 2015: Caste differentiation and seasonal changes in *Vespa velutina* (Hym.: Vespidae) colonies in its introduced range. – Journal of Applied Entomology 139: 771–782. doi.org/10.1111/jen.12210

Rome Q., Perrard A., Muller F., Fontaine C., Quilès A., Zuccon D. & Villemant C. 2021: Not just honeybees: predatory habits of *Vespa velutina* (Hymenoptera: Vespidae) in France. – Annales de la Société entomologique de France 57: 1–11. doi.org/10.1080/00379271.2020.1867005

Rounsevell M., Fischer M., Torre-Marin R. & Mader A. 2018: IPBES: the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. – Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 892 pp.

Sánchez O., Castro L., Fueyo Á., Borrell Y.J. & Arias A. 2024: Early alarm on the first occurrence of the southern giant hornet *Vespa soror* du Buysson, 1905 (Vespidae) in Europe. – Ecology and Evolution 14: e70502. doi.org/10.1002/ece3.70502

Schorkopf D.L.P., Steube C., Pisecker G. & Morawetz L. 2024: First record of the Asian Yellow-Legged Hornet (*Vespa velutina* Lepeletier, 1836) in Austria. – Entomologica Austriaca 23: 1–12.

Seebens H., Essl F., Dawson W., Fuentes N., Moser D., Pergl J., Pyšek P., van Kleunen M., Weber E., Winter M. & Blasius B. 2015: Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. – Global Change Biology 21: 4128–4140. doi.org/10.1111/gcb.13021

Seebens H., Blackburn T.M., Dyer E.E., Genovesi P., Hulme P.E., Jeschke J.M., Pagad S., Pyšek P., Winter M., Arianoutsou M., Bacher S., Blasius B., Brundu G., Capinha C., Celesti-Grapow L., Dawson W., Dullinger S., Fuentes N., Jäger H., Kartesz J., Kenis M., Kreft H., Kühn I., Lenzner B., Liebhold A., Mosena A., Moser D., Nishino M., Pearman D., Pergl J., Rabitsch W., Rojas-Sandoval J., Roques A., Rorke S., Rossinelli S., Roy H.E., Scalera R., Schindler S., Štajerová K., Tokarska-Guzik B., van Kleunen M., Walker K., Weigelt P., Yamanaka T. & Essl F. 2017: No saturation in the accumulation of alien species worldwide. – Nature Communications 8: 14435. doi.org/10.1038/ncomms14435

Semmence N. 2023: Yellow-legged hornet, *Vespa velutina*: update on the Asian hornet position in the UK. – Presented at the BBKA Asian Hornet Conference.

Simberloff D. 2006: Risk assessments, blacklists, and white lists for introduced species: are predictions good enough to be useful? – Agricultural and Resource Economics Review 35: 1–10. doi.org/10.1017/S1068280500010005

Sumner S. 2022: Endless forms: why we should love wasps. – HarperCollins imprint, 400 pp.

Tabar A.I., Chugo S., Joral A., Lizaso M.T., Lizarza S., Alvarez-Puebla M.J., Arroabarren E., Vela C. & Lombardero M. 2015: *Vespa velutina nigritorax*: a new causative agent for anaphylaxis. – Clinical and Translational Allergy 5: 43. doi.org/10.1186/2045-7022-5-S3-P43

The European Commission 2016: Commission implementing regulation (EU) 2016. – https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R1141 (abgerufen am: 4. August 2024).

Theunert T. 2012: Hornissen, Wespen und Co. Erkennen, erleben, leben lassen. – Informationsdienst des Naturschutz Niedersachsen 2/2012. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) - Fachbehörde für Naturschutz, 107 pp.

Turchi L. & Derijard B. 2018: Options for the biological and physical control of *Vespa velutina nigrithorax* (Hym.: Vespidae) in Europe: a review. – Journal of Applied Entomology 142: 553–562. doi.org/10.1111/jen.12515

Umweltbundesamt 2024: Neobiota in Österreich. – Neobiota. https://www.neobiota-austria.at (abgerufen am: 7. November 2024).

Valdovinos F.S., Berlow E.L., Moisset de Espanés P., Ramos-Jiliberto R., Vázquez D.P. & Martinez N.D 2018: Species traits and network structure predict the success and impacts of pollinator invasions. – Nature Communications 9: 2153. doi.org/10.1038/s41467-018-04593-y

Vanbergen A.J., Espíndola A. & Aizen M.A. 2018: Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. – Nature Ecology & Evolution 2: 16–25. doi.org/10.1038/s41559-017-0412-3

Verhaag M. 2024: Invasive Hautflügler in Baden-Württemberg – *Vespa velutina* (Vespidae) und *Tapinoma magnum* (Formicidae) – Wo stehen wir? – In: Beiträge der 15. Hymenopteren-Tagung, Stuttgart: 31–33.

Vidal C., Armisén M., Monsalve R., González-Vidal T., Lojo S., López-Freire S., Méndez P., Rodríguez V., Romero L., Galán A. & González-Quintela A. 2021: Anaphylaxis to *Vespa velutina nigrithorax*: pattern of sensitization for an emerging problem in western countries. – Journal of Investigational Allergology and Clinical Immunology 31: 228–235.

Vidal C. 2022: The Asian wasp *Vespa velutina nigrithorax*: entomological and allergological characteristics. – Clinical and Experimental Allergy 52: 489–498. doi.org/10.1111/cea.14063

Villemant C., Barbet-Massin M., Perrard A., Muller F., Gargominy O., Jiguet F. & Rome Q. 2011a: Predicting the invasion risk by the alien bee-hawking yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* across Europe and other continents with niche models. – Biological Conservation 144: 2142–2150. doi.org/10.1016/j.biocon.2011.04.009

Villemant C., Muller F., Haubois S., Perrard A., Darrouzet E. & Rome Q. 2011b: Bilan des travaux (MNHN et irbi) sur l`invasion en France de *Vespa velutina*, le frelon asiatique prédateur d`abeilles. – Journée Scientifique Apicole: 3–12.

Walter T., Degen J., Pfeiffer K., Stöckl A., Montenegro S. & Degen T. 2021: A new innovative real-time tracking method for flying insects applicable under natural conditions. – BMC Zoology 6: 35. doi.org/10.1186/s40850-021-00097-3

Walter J., Görner T., Šulda L., Bureš J., Myslík Z., Milička R., Bartoňová A.S., Beneš J., Biemann O. & Brus J. 2024: First Czech record of the Asian hornet (*Vespa velutina*) and a climatic prediction of its spread in the Czech Republic. – PrePrint. doi.org/10.21203/rs.3.rs-3993096/v1

Wang C., Huang J., Wan X. & Guo Z. 2024: A review of five existing hornet-tracking methods. – Insects 15: 601. doi.org/10.3390/insects15080601

Witt R. 2015: Erstfund eines Nestes der Asiatischen Hornisse *Vespa velutina* Lepeletier, 1838 in Deutschland und Details zum Nestbau (Hymenoptera, Vespinae). – Ampulex 7: 42–53.

Wittmann K., Klein A.-M. & Staab M. 2023: The influence of habitat properties on sex determination in cavity-nesting Hymenoptera. – Basic and Applied Ecology 70: 1–11. doi.org/10.1016/j.baae.2023.04.001

Anschrift der Verfasserinnen

Julia Lanner, BOKU University; Department für Ökosystemmanagement, Klima und Biodiversität, Institut für Zoologie, Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien, Österreich.
E-Mail: julia.lanner@boku.ac.at

Paris-Lodron-Universität Salzburg, Fachbereich Umwelt und Biodiversität, Hellbrunner Straße 34, 5020 Salzburg, Österreich.

Sophie Kratschmer, BOKU University; Department für Ökosystemmanagement, Klima und Biodiversität, Institut für Zoologie, Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien, Österreich.
E-Mail: sophie.kratschmer@boku.ac.at